

Лобода Н.С.

ГІДРОЕКОЛОГІЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД

Конспект лекцій

ББК 26.326
Л 68
УДК 556.3

Друкується за рішенням Вченої ради Одеського державного екологічного університету (протокол № _____ від _____.____.2012 р.).

Лобода Н.С.

Гідроекологія підземних вод – : « », 2012. 143 с.

У конспекті лекцій наведений основний комплекс питань, які необхідно знати при вирішенні завдань гідроекології підземних вод та застосовувати набуті вміння до розрахунків та прогнозів якості підземних вод при їх використанні у водному господарстві.

Завдання дисципліни полягає у вивченні розмірів та масштабів забруднення підземних вод, особливостей міграції забруднювальних речовин та їх взаємодії з підземними водами і породами, забруднення підземних вод під впливом фільтрації стічних вод з поверхні землі та при зв'язку підземних вод з поверхневими водами річок, прогнозу змін якості підземних вод на водозбірних спорудах та набутті навичок використання даних спостережень й існуючих узагальнень при вирішенні завдань забезпечення населення і господарства України водою з якістю, що задовольняє встановленим стандартам.

Неефективне використання природних ресурсів, застарілі технології, відсутність чи ігнорування законодавчих, нормативних, економічних, інформативних та організаційних важелів зумовили продукування і нагромадження великих обсягів відходів, серед яких дуже багато токсичних, а також забруднення повітря, ґрунтів, поверхневих і підземних вод.

© Одеський державний
екологічний університет, 2012

Навчальне видання

Лобода Наталія Степанівна

ГІДРОЕКОЛОГІЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД

Конспект лекцій

Підп. до друку
Умовн. друк. арк.

Формат
Тираж

Папір офс.
Зам. №

Надруковано з готового оригінал-макета

Одеський державний екологічний університет
65016, Одеса, вул. Львівська,

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ, НАУКИ, МОЛОДІ ТА СПОРТУ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Лобода Н.С.

ГІДРОЕКОЛОГІЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД

Конспект лекцій

Одеса – 2012

ЗМІСТ

ВСТУП.....	5
1 ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД.....	8
1.1 Поняття «Забруднення підземних вод».....	9
1.2 Забруднювальні речовини.....	16
1.2.1 Промислові відходи.....	17
1.2.2 Викиди автотранспорту.....	21
1.2.3 Комунальні відходи.....	22
1.2.4 Води шахтного і рудникового водовідливу.....	22
1.2.5 Нафта і нафтопродукти.....	23
1.2.6 Забруднювальні речовини сільського господарства.....	24
1.3 Основні види забруднення підземних вод.....	27
1.3.1 Хімічне забруднення.....	27
1.3.2 Бактеріальне забруднення.....	30
1.3.3 Теплове забруднення.....	32
1.3.4 Радіаційне забруднення.....	35
1.4 Джерела забруднення підземних вод.....	35
1.4.1 Загальна характеристика.....	35
2 ВЗАЄМОЗВ'ЯЗОК ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД ІЗ ЗАБРУДНЕННЯМ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА.....	38
2.1 Показник схильності підземних вод до забруднення.....	38
2.2 Загальний вплив навколишнього природного середовища на забруднення підземних вод.....	40
3 ОЦІНКА МАСШТАБІВ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД.....	46
3.1 Виявлення областей забруднення.....	46
3.2 Ділянки джерел забруднення.....	46
4 ФОРМУВАННЯ ОБЛАСТІ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД...	52
4.1 Загальні положення.....	52
4.2 Забруднення підземних вод на ділянці сховища рідких відходів.....	57
4.2.1 Оцінка часу фільтрації.....	57
4.2.2 Оцінка витрати фільтрівних стічних вод, які фільтруються.....	58
4.2.3 Оцінка дальності розповсюдження забруднених вод.....	60
4.3 Забруднення підземних вод при зрошуванні водою з тваринницьких комплексів.....	61
4.3.1 Загальні положення і схематизація прогнозів.....	61
4.3.2 Прогноз зміни якості ґрунтових вод.....	64
4.4 Оцінка граничного вмісту токсичних сполук в накопичувачах промислових рідких відходів з позицій охорони підземних вод.....	70
4.5 Умови забруднення підземних вод на ділянці водозабору.....	73

5 ВЗАЄМОЗВ'ЯЗОК ЯКОСТІ ПІДЗЕМНИХ І ПОВЕРХНЕВИХ ВОД.....	76
5.1 Вплив підтоку некондиційних вод на якість підземних вод на водозабірних спорудах.....	76
5.1.1 Поодинокий водозабір.....	76
5.1.2 Лінійний ряд свердловин.....	89
5.2 Опріснення мінералізованих підземних вод під впливом підтоку річкових вод.....	96
5.3 Інтрузія морських вод.....	107
6 ПІДЗЕМНИЙ ІОННИЙ СТІК.....	115
6.1 Визначення підземного іонного стоку.....	115
6.2 Визначення підземного стоку на основі генетичного підходу А.М. Бефані.....	117
7 МОНІТОРИНГ ПІДЗЕМНИХ ВОД.....	121
7.1 Біохімічна очистка стічних вод у ґрунтах.....	128
СЛОВНИК ТЕРМІНІВ.....	131
ЛІТЕРАТУРА.....	135
ДОДАТКИ.....	137
Додаток А.....	138
Додаток Б.....	141

ВСТУП

До водних ресурсів України відносяться річки, озера, болота, підземні води, ставки, канали, водосховища. Прогнозні ресурси підземних вод України оцінені в кількості $22,5 \text{ км}^3/\text{рік}$, з них гідравлічно не зв'язаних з річковим стоком – лише $7 \text{ км}^3/\text{рік}$ [5]. Основні запаси підземних вод зосереджені в Дніпровсько-Донецькому та Волино-Подільському артезіанських басейнах. Розвіданість перспективних ресурсів підземних вод змінюється від 90% в Криму до 14% в басейнах річок Приазов'я. В 2002-2003 рр. підземні води забезпечували приблизно 14% загального водоспоживання в державі. Для добування підземних вод споруджено понад 110 тис. свердловин. Для забору води першого водоносного горизонту існує понад 1,9 млн. шахтних колодязів переважно в сільській місцевості. В цілому міське водопостачання в Україні за рахунок підземних вод забезпечується всього на 25%, тоді як в більшості країн Європи потреби населення задовольняються на 90% високоякісною підземною питною водою.

З усієї величини забору підземних вод для господарсько-питного водопостачання використовується 30%, для сільського господарства – 42%, для виробничо-технічного водопостачання – 28%.

В останні десятиріччя сталою тенденцією набула тенденція зниження ефективності роботи очисних споруд. Зношення устаткування, його низький технологічний рівень, значна енергетична залежність, наявність в складі забруднювальних речовин нових хімічних сполук, для очищення води від яких немає реагентів, сприяє погіршенню якості як поверхневих, так і підземних вод. Зростає не лише рівень забруднення стічних вод, а й об'єм стічних вод, які взагалі не очищуються.

Неефективне використання природних ресурсів, застарілі технології, відсутність чи ігнорування законодавчих, нормативних, економічних інформативних та організаційних важелів зумовили продукування і нагромадження великих обсягів відходів, серед яких дуже багато токсичних, а також забруднення повітря, ґрунтів, поверхневих і підземних вод. Значний внесок в забруднення ґрунтів, поверхневих і підземних вод внесло сільськогосподарське виробництво через нераціональне використання мінеральних добрив та пестицидів при тотальному розорюванні земель.

Для поліпшення екологічної ситуації необхідно, насамперед, поліпшити роботу очисних споруд, а також економити воду й інші природні ресурси. Особливо це стосується комунального господарства – основного постачальника забруднюючих воду речовин.

Мета конспекту лекцій з дисципліни “Гідроекологія підземних вод” полягає у викладенні гідроекологічних аспектів використання підземних вод у господарстві країни (питне водопостачання, зрошування,

осушування, взаємодія підземних та поверхневих вод) та запобіганні забруднення підземних вод сховищами відходів.

При цьому під поняттям "гідроекологія" слід розуміти взаємозв'язки між гідрохімічними, гідрологічними й гідробіологічними процесами у водах, які містяться у різних компонентах навколишнього середовища та впливають на життєдіяльність організмів і мають склад та властивості, сформовані під дією природних і антропогенних чинників [23].

Задача дисципліни полягає у вивченні умов та масштабів забруднення підземних вод, особливостей міграції забруднювальних речовин та їх взаємодію з підземними водами і породами, забруднення підземних вод під впливом фільтрації стічних вод з поверхні землі та при зв'язку підземних вод з поверхневими водами річок, прогнозу змін якості підземних вод на водозбірних спорудах та набутті навичок використання даних спостережень й існуючих узагальнень при вирішенні задач забезпечення населення і господарства України водою із якістю, що задовольняє установленим стандартам.

Гідроекологія тісно зв'язана із такими дисциплінами як гідрологія суші, гідрохімія, екологія, гідробіологія [10]. Вивчення екологічних аспектів використання та споживання саме підземних вод додає до списку дисциплін, з якими пов'язана гідроекологія, такі як гідрогеологія та гідротехніка.

В результаті вивчення дисципліни «Гідроекологія підземних вод» студенти повинні **знати**:

- способи визначення кількісних характеристик припливу підземного стоку до русла річки на основі гідрометричних даних;
- метод А.М. Бефані для визначення припливу підземних вод до русла річки при відсутності даних спостережень;
- типи підземного живлення річок;
- головні джерела забруднення підземних вод;
- стадії забруднення підземних вод;
- наслідки від забруднення підземних вод сховищами рідких відходів;
- наслідки від забруднення підземних вод при зрошуванні «тваринницьким» стоком;
- наслідки від забруднення підземних вод з промислових накопичувачів;
- взаємозв'язок між якістю поверхневих та підземних вод;
- характер взаємодії між морськими водами та підземними водами, що розвантажуються у море;
- характер впливу на взаємодію між морськими водами та підземними водами, що розвантажуються у море, водозабірних споруд.

В результаті вивчення дисципліни «Гідроекологія підземних вод» студенти повинні **вміти**:

- обчислювати зміни якості підземних вод при зрошуванні;
- визначати підземну складову стоку річок;
- установлювати зміни якості підземних вод за рахунок забруднених атмосферних опадів;
- оцінювати антропогенну складову іонного стоку;
- оцінювати вплив річкових та морських вод на якість підземних вод при водозаборах;
- визначати довжину клина морських вод у підземний водоносний горизонт, який розвантажується у море;
- визначати граничний дебіт свердловини ряду, при якому ще не відбудеться підтягування морських вод до лінійного ряду.

1 ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД

Водні ресурси (з точки зору екології) – придатні до використання в господарстві країни води річок, озер, каналів, водосховищ, морів і океанів, підземні води, вода льодовиків, водяна пара в атмосфері [16].

Підземні води – води, що знаходяться у земній корі у всіх фізичних станах.

Горизонт водоносний – товща геологічної породи, насичена водою. Може залягати між водотривкими породами або лише підстилатися ними. У першому випадку горизонт називається міжпластовим, у другому – горизонтом грантових вод.

Підземне живлення річок – приплив підземних вод у поверхневі водотоки та водойми, відбувається за рахунок грантових та артезіанських вод [24].

Артезіанські води – напірні, пластові підземні води, які обмежені водотривкими шарами та заповнюють розташовану між ними водонепроникну породу.

Грантові води – підземні води першого від поверхні землі постійно водоносного горизонту. Утворюються в основному за рахунок інфільтрації (просочування) води атмосферних опадів, річок, озер, ставків, каналів, а також за рахунок конденсації водяної пари. Подекуди запаси ґрунтової води поповнюються висхідними водами глибших шарів. У широкому розумінні грантові води – це усі неглибоко розташовані або з місцевим напором підземні води, які дренуються гідрографічною мережею та формують ґрунтовий стік.

Кількісною характеристикою підземного стоку є витрата підземних вод.

Коефіцієнтом підземного стоку є відношення величини стоку підземних вод до кількості опадів, які випали за розглянутий проміжок часу.

Коефіцієнт підземного живлення – відношення витрати підземного стоку до загального річного стоку.

Антропогенний вплив – вплив, який справляє господарська діяльність людини на довкілля та його ресурси, як правило, необоротно порушує склад і структуру екосистем.

Ресурси виснажені – види природних ресурсів, кількість яких зменшилася під впливом людської діяльності до такої міри, що подальша їх експлуатація є економічно нераціональною або загрожує повним зникненням.

Ресурси вичерпні – природні ресурси, пряма чи опосередкована експлуатація яких може призвести до їх виснаження.

Ресурси підземних вод є вразливими та вичерпними і потребують природоохоронного захисту.

1.1 Поняття «Забруднення підземних вод»

Ступінь придатності води для тих чи інших цілей характеризується поняттям «якість води». *Якість води* – це поєднання хімічного і біологічного складу та фізичних властивостей води, яке зумовлює її придатність для водокористування та водоспоживання. Установлені значення показників якості води (фізичні, хімічні та біологічні) називаються нормами якості води і відповідають певним стандартам [23].

Забруднювач – це джерело забруднення вод.

Забруднювальна речовина – це будь-яка хімічна речовина, тепло чи біологічний вид, який в результаті господарської діяльності людини потрапляє у водний об'єкт чи утворюється у ньому у кількостях, що виходять за природні граничні коливання чи середній природний фон і викликають погіршення якості води.

В результаті господарської діяльності людини на поверхні землі скупчуються величезні кількості різних речовин, переважно антропогенного походження. До них відносяться, перш за все, *відходи (промислові, комунальні, транспортні, сільськогосподарські)*, які обумовлюють основну частку навантаження природного середовища забруднювальними речовинами, а також використані у сільському господарстві та промисловості *добрива й отрутохімікати*, що накопичуються на поверхні землі та під землею, *нафтопродукти, хімічні реагенти* й інші. Забруднювальні речовини, які фільтруються разом із стічними водами, атмосферними опадами і частиною поверхневого стоку, проникають в підземні води і змінюють їх якість – хімічний і органолептичний склад, фізичні властивості. Все це є основною причиною забруднення підземних вод.

Іншою важливою причиною, що призводить до погіршення якості підземних вод, є їх відбір для цілей *водопостачання, осушення, експлуатації родовищ корисних копалин, будівництва*. В результаті такого відбору відбувається проникнення в водоносний горизонт і підтягування до ділянки водозабірної споруди мінералізованих підземних вод, які можуть міститися як в самому експлуатованому горизонті, так і в суміжних водоносних горизонтах. У експлуатований водоносний горизонт можуть надходити також забруднені або природні солоні поверхневі води. Наприклад, в прибережних районах має місце інтрузія морських вод в горизонти прісних підземних вод. При роботі інфільтраційних водозаборів у разі забруднення річкових вод відбуватиметься їх проникнення в експлуатований водоносний горизонт.

До забруднення підземних вод можуть призводити різні *будівельні, гірничодобувні і розкривні роботи*, що порушують умови гідродинамічної рівноваги в надрах, захищеність водоносних горизонтів.

В найбільшій мірі піддаються забрудненню підземні води,

розташовані близько від поверхні землі. Такими є ґрунтові води і підземні води перших від поверхні напірних горизонтів, складові зони активного водообміну. Вона характеризується порівняно високими швидкостями руху підземних вод по пласту і, отже, відносно невеликим, в порівнянні з глибшими водоносними горизонтами часом руху підземних вод від області живлення до області розвантаження.

У гідрохімічному відношенні підземні води, приурочені до зони активного водообміну, переважно прісні (мінералізація до 1 г/дм³). Тому саме прісні води найбільше зазнають дії забруднювальних речовин, і поняття «забруднення підземних вод» відноситься насамперед до них.

Зміна якості підземних вод під впливом техногенних дій може проявлятися в збільшенні їх мінералізації, більшому вмісті типових для них речовин (хлор, сульфати, кальцій, магній, залізо, фтор і т. ін.), в появі в підземних водах невластивих їм речовин штучного походження (наприклад, СПАР, пестициди, нафтопродукти), в зміні температури та рН, в появі запаху, зміні забарвлення та інше.

При характеристиці поняття «забруднення підземних вод» слід виходити з конкретних і кількісно визначених показників. Такими є показники якості води в природних умовах (фонові показники) і норми якості води, що обумовлюють можливість використання підземних вод для тих або інших цілей. Норми якості води, яким має відповідати питна вода, встановлені за стандартом 2874 «Вода питна. Гігієнічні вимоги та контроль за якістю». Якщо вода не відповідає вимогам, її обробляють і доводять до норми, які встановлено. Основні вимоги до якості води передбачають близько 40 показників.

Таким чином, поняття «забруднення підземних вод» визначається таким чином: це викликані господарською діяльністю зміни якості води (фізичних, хімічних, біологічних властивостей) в порівнянні з природним станом і нормами якості води по видах водокористування, які роблять цю воду частково або повністю непридатною для використання за цільовим призначенням.

Зупинимося докладніше на показниках якості води в природному стані і показниках якості залежно від виду водокористування.

До показників якості води в природному стані відносяться перш за все показники якості підземних вод, що не піддалися помітній зміні внаслідок господарської діяльності. Обов'язковою умовою віднесення показників якості підземних вод до природних є ідентичність гідрогеологічних умов на ділянці, де хімічний склад підземних вод передбачається непорушеним (спочатку незмінним), і на ділянці, де підземні води забруднені.

Проте не завжди якість підземних вод залишається незмінною і зберігається їх первинний природний гідрохімічний режим. В даний час у багатьох випадках має місце вже змінений деякою мірою склад підземних

вод, і часто первинний стан відновити неможливо. В цьому випадку під фоновим якісним станом підземних вод слід розуміти гідрохімічний режим підземних вод, що склався, у віддаленні від досліджуваної області забруднення, але в аналогічних з нею гідрогеологічних умовах. Встановлення фонових показників якості підземних вод у зв'язку з вивченням забруднення і оцінкою його масштабів є актуальним завданням.

Зупинимося на показниках якості підземних вод залежно від виду їх використання.

Прісні підземні води, перш за все, використовуються для питного водопостачання, вони є його найважливішим джерелом. Тому нормами якості прісних підземних вод слід вважати норми якості для питних вод, які визначаються ДОСТом 2874-82 «Вода питна».

Норми якості питних вод включають три групи показників: бактеріологічні, органолептичні і показники хімічного складу води.

Бактеріологічні показники підрозділяються на: 1) загальну кількість бактерій у воді і 2) кількість бактерій групи кишкової палички. Перший показник визначається загальною кількістю бактерій в 1 мл нерозбавленої води, яке не повинне перевищувати 100. Другий показник характеризується двома величинами: колі-індексом P_i – кількістю кишкових паличок в 1 дм³ води, (колі-індекс не повинен перевищувати 3); колі-титром P_T – кількістю води, в якій міститься 1 кишкова паличка, колі-титр не повинен бути менше 300. Між P_i і P_T існує залежність

$$P_i \approx 1000 / P_T. \quad (1.1)$$

До органолептичних показників відносяться запах, присмак, кольоровість, каламутність води. Згідно ДОСТу 2874-82, запах води при 20⁰ С і нагріванні до 60 °С не повинен перевищувати 2 балів, кольоровість за платиново-кобальтовою шкалою повинна бути не більше 20⁰, каламутність за стандартною шкалою – не більше 1,5 мг/л, присмак при 20⁰ С – не більше 2 балів. Вода не повинна містити ледь помітні неозброєним оком водні організми і мати на поверхні плівку.

Показники хімічного складу води включають гранично допустимі концентрації (ГДК) речовин, що зустрічаються в природних водах і з'являються в них в результаті промислового, сільськогосподарського і комунального забруднення, а також в результаті очищення води. ДОСТ 2874-82 «Вода питна» лімітує вміст в питній воді сухого залишку берилію, молібдену, миш'яку, нітратів, поліакриламід, свинцю, селену, стронцію, фтору, урану природного і урану-238, радію-226, стронцію-90, хлоридів, сульфатів, заліза, марганцю, міді, цинку, загальної жорсткості і показника рН. При вмісті у воді декількох з вказаних речовин (за винятком

фтору, нітратів, радіоактивних речовин) сума їх концентрацій не повинна перевищувати одиниці, тобто

$$c_1 / c'_1 + c_2 / c'_2 + \dots + c_n / c'_n \leq 1, \quad (1.2)$$

де $c_1, c_2, \dots, c_n$ – виявлені концентрації речовин у воді, мг/дм³;

$c'_1, c'_2, \dots, c'_n$ – гранично допустимі концентрації цих же речовин, мг/дм³.

Допустимі концентрації інших речовин, які не увійшли до ДОСТУ 2874-82, не повинні перевищувати значень, установлених для джерел централізованого водопостачання.

Вимоги до ГДК речовин в питній воді в різних країнах дещо розрізняються (табл.1.1).

Повертаючись до визначення поняття «забруднення підземних вод», підкреслимо, що воно характеризується показниками якості підземних вод в природних (фонових) умовах і гранично допустимими значеннями показників для питних вод.

Позначимо показники якості води в природних умовах (фонові показники) через c_e , а гранично допустимі значення показників для питних вод через c' . Відзначимо, що під величиною c може розумітися сухий залишок, загальна жорсткість, концентрації окремих речовин і так далі. В більшості випадків фонові концентрації речовин в прісних підземних водах менше ГДК цих речовин, тобто $c_e < c'$. Але можуть бути й інші випадки. Наприклад, підземні води, залишаючись по сухому залишку прісними (сухий залишок менше 1000 мг/л), можуть містити окремі речовини в кількостях, що перевищують ГДК.

У погіршенні якості підземних вод можна виділити дві основні стадії: I – дограничне, початкове забруднення, або ознаки забруднення (зміст забруднювальної речовини вище фонові, але менше ГДК); II надграничне забруднення (зміст забруднювальної речовини вище ГДК). Для стадії I характерне зростання вмісту забруднювальної речовини в часі, хоча воно і залишається нижчим за ГДК:

$$c_e < c \leq c' \text{ або } \bar{c}_e < \bar{c} \leq 1, \quad (1.3)$$

де $\bar{c}_e = c_e / c'$, $\bar{c} = c / c'$.

У стадії I доцільно виділити два ступеня початкового забруднення:

$$\text{I а } \bar{c}_e < \bar{c} \leq 0,5 \text{ та I б } 0,5 < \bar{c} \leq 1; \quad (1.4)$$

Для стадії II маємо

$$c > c' \text{ або } \bar{c} > 1. \quad (1.5)$$

Таблиця 1.1 – Стандарти якості питної води різних країн

Речовина	Одиниця вимірювання	Стандарт 2874-82	Міжнародний (ВООЗ)*	Європейський	США
Арсен	мг/ дм ³	0,05	0,05	0,20	0,05
Свинець	мг/ дм ³	0,1	0,05	0,1	0,05
Берилій	мг/ дм ³	0,0002	-	-	-
Молібден	мг/ дм ³	0,5	-	-	-
Хлориди	мг/ дм ³	350,0	600,0	350,0	250,0
Нітрати	мг/ дм ³	45,0	45,0	50,0	45,0
Марганець	мг/ дм ³	0,1	0,1	0,1	0,1
Сульфати	мг/ дм ³	500,0	400,0	250,0	250,0
Мідь	мг/ дм ³	1,0	1,5	3,0	1,0
Цинк	мг/ дм ³	5,0	15,0	5,0	5,0
Селен	мг/ дм ³	0.001	0,01	0,05	0,01
Залізо	мг/ дм ³	0,3	1,0	0,1	0,3
Фтор	мг/ дм ³	0,7-1,5	1,0-1,5	1,5	0,7-1,7
Ціаніди	мг/ дм ³	-	0,2	0,01	0,2
Мінералізація	мг/ дм ³	1000,0	1500,0	-	500,0

* - Всесвітня організація охорони здоров'я

У стадії II виділяються три ступеня забруднення: Па) — $1 < \bar{c} \leq 10$; Пб) — $10 < \bar{c} \leq 100$; Пв) — $\bar{c} > 100$. Ступінь Пв – екстремальне забруднення в загальному випадку, для токсичних речовин екстремальним забрудненням слід вважати $c \geq 10$ ГДК. Усередині цих ступенів можуть бути більш дрібні підрозділи.

Схематично вказані стадії забруднення показані на рис. 1.1. Найбільш небезпечною є стадія забруднення II, коли вміст забруднювальних речовин перевищує гранично допустимі значення показників якості води. Саме цей випадок вважається власне забрудненням підземних вод. Але не менш важливо виявити початкову стадію забруднення і встановити стійку тенденцію погіршення якості підземних

вод, навіть якщо не перевищуються гранично допустимі значення. Виявлення початкового етапу забруднення особливо необхідне у зв'язку з профілактичними захисними заходами щодо попередження забруднення підземних вод і запобігання його розвитку при їх забрудненні, що вже почалося. Локалізувати область забруднення і зменшити його інтенсивність простіше в початковій стадії цього процесу, чим тоді, коли забруднення досягне високих меж. Таким чином, виявлення початкового забруднення має важливе практичне значення для своєчасного здійснення водозахисних заходів. Тому в поняття «забруднення підземних вод» повинні бути включені обидва випадки.

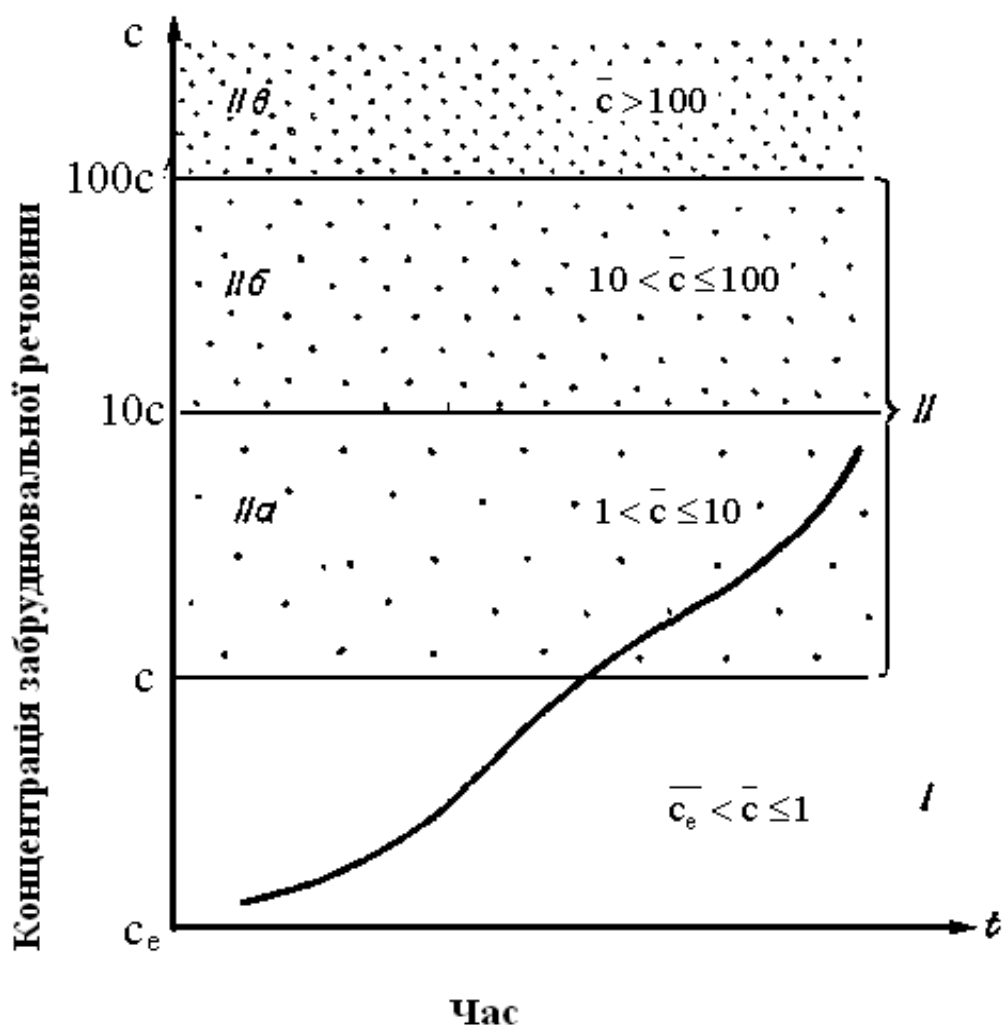


Рис. 1.1 – Стадії та ступені забруднення підземних вод

Забруднення підземних вод, яке відповідає стадіям I і II, може мати місце за межами зони активної дії техногенних джерел, а також на ділянках водозабірних споруд. Ступінь IIа зустрічається поблизу порівняно невеликих по інтенсивності джерел забруднення. На ділянках

водозаборів цей ступінь забруднення зустрічається рідко, лише в окремих свердловинах, і зазвичай не перевищує 1,5-2,0 разів, оскільки інакше такий водозабір перестають експлуатувати або використовують воду тільки для технічних цілей. Забруднення підземних вод, яке відповідає ступеням Пб і Пв, характерне для ділянок, схильних до тривалого і інтенсивного впливу крупних джерел і розташованих у віддаленні від водозабірних споруд. Виділення ступенів I, II (Па, Пб та Пв) має сенс, як вже наголошувалося, стосовно своєчасного здійснення захисних заходів. Найбільш ефективним вживання цих заходів буде на стадіях I і Па.

Забруднення підземних вод спричиняється великою кількістю речовин – декількома десятками і більше. Тому виникає питання, по яких речовинах або показниках характеризувати забруднення підземних вод. Очевидно, така характеристика повинна, з одного боку, даватися по специфічних, властивих даному об'єкту речовинах. Якщо таких речовин декілька, то вибирають 2-3 з них, найбільш характерних і таких, що містяться в найбільших, в порівнянні з іншими речовинами, кількостях. Під найбільшою кількістю розуміється не абсолютна концентрація даної речовини у воді, а її вміст відносно ГДК.

З іншого боку, ця ж область забруднення підземних вод повинна характеризуватися деякими загальними показниками для всіх областей забруднення. Під загальними розуміються такі показники якості підземних вод або такі речовини, які виявляються найчастіше і повсюдно. Так, практично у всіх областях забруднення, підземні води відрізняються підвищеними значеннями мінералізації, загальної жорсткості, вмісту хлоридів, нітратів, органічних сполук. Тому, до загальних показників забруднення можна віднести сухий залишок, загальну жорсткість, вміст хлоридів, нітратів, важких металів, загального вуглецю, бактеріологічні і органолептичні показники. Загальні показники необхідні як для характеристики кожної конкретної області забруднення, так і для порівняння цих областей між собою і їх узагальненої характеристики. Картина забруднення підземних вод повинна даватися в сукупності за загальними і специфічними показниками.

Перераховані загальні показники не виключають характеристики областей забруднення і по інших речовинах, що часто зустрічаються, наприклад, по фтору, сульфатах, залізу, але вказані вище загальні показники повинні включатися в характеристику області забруднення як найбільш легко визначувані хіміко-аналітичними методами; деякі з них можуть визначуватися і дистанційним шляхом.

1.2 Забруднювальні речовини

Речовини, що погіршують якість води в порівнянні з її природним станом і нормами водокористування, називаються забруднювальними. Вони містяться, перш за все, у відходах, що утворюються в результаті господарської діяльності людини, – промислових, комунальних, сільськогосподарських. Ці відходи скупчуються на поверхні землі, і звідти рідка їх фаза проникає в підземні води. Джерелами забруднення можуть бути і багато корисних речовин, особливо такі, як нафта та її похідні, пестициди, мінеральні добрива, хімічні реагенти й інші кінцеві продукти промислового виробництва. Нарешті, підземні води можуть забруднюватися природними некондиційними водами. Останні проникають у водоносний горизонт у процесі відбору підземних вод, але можуть забруднювати верхні водоносні горизонти і з поверхні землі, коли відкачуються в процесі видобутку корисних копалин (води шахтного і рудникового водовідливу).

Таким чином, основними забруднювальними речовинами підземних вод за генетичною ознакою є: а) промислові відходи, включаючи викиди автотранспорту; б) комунальні відходи; в) забруднювальні речовини сільського господарства; г) нафта і нафтопродукти; д) природні некондиційні води; е) води шахтного і рудникового водовідливу. В забруднювальні речовини сільського господарства входять як відходи (переважно тваринницькі), так і корисні агрохімічні продукти – пестициди і мінеральні добрива.

За своїм фізичним станом забруднювальні речовини підрозділяються на тверді, рідкі і газоподібні. Всі три категорії містяться в промислових відходах: майже виключно газоподібні забруднювальні речовини містяться у викидах автотранспорту, переважно тверді і рідкі – в комунальних, а також сільськогосподарських відходах.

Основне значення в забрудненні підземної гідросфери мають рідкі речовини, які шляхом фільтрації проникають у водоносні горизонти. Тверді відходи і речовини впливають на підземні води, розчиняючись і частково переходячи в рідку фазу при випаданні атмосферних опадів або під впливом поверхневого стоку. Важливе значення в забрудненні природного середовища і підземної гідросфери мають газоподібні речовини, які на відміну від рідких і тим більше твердих речовин розповсюджуються на велику площу і впливають на підземні води в регіональному масштабі, хоча і зі значно меншим ступенем інтенсивності. Газоподібні речовини потрапляють в підземні води із пилом, який осідає на поверхні землі, із забрудненими дощовими опадами та із снігового покриву.

За хімічною ознакою забруднювальні речовини, головним чином, рідкі, можуть бути розділені на такі групи: 1) які містять, переважно,

неорганічні сполуки; 2) які містять органічні сполуки; 3) які містять неорганічні і органічні сполуки; 4) які містять важкі метали; 5) які містять радіоактивні речовини.

До першої групи відносяться стічні води підприємств содової, калійної промисловості, підприємств по виробництву мінеральних добрив, кислот і ряду інших хімічних виробництв, а також природні некондиційні, шахтні і копальневі води; до другої групи – нафта і нафтопродукти, пестициди, стічні води підприємств анілінофарбової і фармацевтичної промисловості, виробництва штучних матеріалів та інше; у третій групі – стічні води нафтопереробних, коксохімічних і металургійних заводів, підприємств целюлозно-паперової промисловості, комунальні стічні води; до четвертої групи – стічні води гірничо-збагачувальних фабрик, гальванічних цехів; до п'ятої – стічні води підприємств по переробці радіоактивної сировини і атомної енергетики.

Стічні води за ступенем забрудненості і вмісту токсичних речовин (показник – кратність їх розбавлення до ГДК за найбільш токсичною компонентою) підрозділяються на три групи: високотоксичні – розбавлення понад 10^{10} разів; середньо токсичні – від 10^5 до 10^{10} разів; слаботоксичні – від 10^2 до 10^5 разів. Ознака кратності розбавлення може бути використана для характеристики стічних вод за інтенсивністю їх забарвлення і запаху.

За стійкістю забруднювальні речовини можуть бути такими, що не розкладаються (наприклад, хлориди), дуже стійкими – час розпаду більше 10 років, стійкими – від 1 року до 10 років, нестійкими – від 1 місяця до 1 року, вельми нестійкими – менше 1 місяця.

Речовини, які забруднюють підземні води, поділяються також на консервативні (хлор, кальцій) і неконсервативні (органічні сполуки, катіонні форми металів). До перших відносяться речовини, які не вступають у взаємодію з породою, до других – такі, що взаємодіють з породою.

Коротко розглянемо забруднювальні речовини різного генезису.

1.2.1 Промислові відходи

Серед промислових відходів головну роль в забрудненні підземних вод відіграють промислові стічні води. Це обумовлено великою їх кількістю, високим вмістом в них різних, зокрема токсичних, компонентів.

Розглянемо на окремих прикладах, що є стічними водами і як вони утворюються.

Стічні води виробництва сірчаної кислоти діляться на умовно чисті і забруднені. Об'єм стічних вод по відношенню до виробництва 1 т сірчаної кислоти коливається в межах 45-70 м³, з них умовно чисті

складають 95-97%, решта в кількості (3-5%) – забруднені води. Умовно чисті води утворюються в процесі охолодження технологічної апаратури, поступають вони безперервно і рівномірно. Забруднені стічні води утворюються, головним чином, при промивці технологічного устаткування (електрофільтри, збірники кислоти, холодильники, сірчаноокислотні башти); вони містять сірчану кислоту, сірчаноокислі солі, іноді миш'як. Умовно чисті і забруднені води відводяться роздільно, але потім для розбавлення концентрованих стоків часто змішуються.

Аналогічним чином утворюються стічні води від виробництва азотної кислоти.

Очищення стічних вод, забруднених сірчаною або азотною кислотою, полягає в їх нейтралізації.

Стічні води виробництва тринітротолуолу. Тринітротолуол отримують шляхом послідовної триразової нітрації толуолу сумішшю сірчаної і азотної кислот. Отриманий розчин відстоюють. Промивка тринітротолуолу проводиться спочатку гарячою, потім холодною водою і остаточно розчином сульфату натрію. При цьому на 1 т готового продукту утворюється 12-18 м³ стічних вод, з них $\frac{2}{3}$ охолоджується та $\frac{2}{3}$ промивається.

Промивні води мають колір від темно-жовтого до яскраво-червоного і запах гірко-мигдалю. Основними речовинами, що забруднюють промивні води, є тринітротолуол і різні кислоти. Так, концентрація в цих водах в середньому складає: тринітротолуолу 250-500 мг/дм³, сірчаної кислоти 2-2,5 г/дм³, тринітробензойної кислоти 750-850 мг/дм³. Стічні води від промивки тринітротолуолу розчином сульфату натрію відрізняються високим вмістом нітросполук (600-800 мг/дм³). Ці ж речовини, тільки в значно менших кількостях, містяться і у водах, що охолоджують.

Стічні води виробництва нітроцелюлози. Нітроцелюлозу отримують з очищеної бавовни шляхом її обробки сумішшю сірчаної та азотної кислот і води. Стічні води утворюються, головним чином, від багатократної промивки нітроцелюлози; реакція їх може бути від нейтральної до сильно кислої; вони містять кислоти, нітроцелюлозу і інші органічні речовини. При обробці целюлози скидається суміш кислот, яка складається приблизно на 70% з сірчаної кислоти і на 20% з азотної кислоти. Близько $\frac{2}{3}$ цієї суміші потрапляє в стічні води. Нітроцелюлоза, що міститься в стічних водах, додає їм характерний запах. Кількість стічних вод на великих заводах становить більше 10 тис. м³/д, з них близько 80% – води з реакцією від нейтральної до слабо кислої (так звані солодкі води), близько 15% – сильно кислих вод і 5% – відносно чисті, призначені для охолодження води.

Стічні води виробництва нітробензолу. Нітробензол отримують шляхом нітрації бензолу сумішшю сірчаної та азотної кислот. Стічні води поступають від промивки бензолу і його охолодження. Для вод після промивки характерні червоно-бурий або жовтий колір, різкий запах, висока мінералізація (30-60 г/дм³), значний вміст нітропродуктів (1,5-3,2 г/дм³), сульфатів (10-23 г/дм³), сірчаної і азотної кислот (1-2 г/дм³). Для зникнення запаху і забарвлення необхідне розбавлення 1:2000-1:4000. Кількість стічних вод від всіх виробничих процесів досягає 50-60 м³ на 1 т нітробензолу.

Очищення стічних вод виробництва нітротолуолу, нітроцелюлози і особливо нітробензолу, зважаючи на їх токсичність, сильний запах і інтенсивне забарвлення, є дуже складним.

Стічні води виробництва соди підрозділяються на дві групи: умовно чисті (80-85% загального стоку) та забруднені (15-20%). Основною забруднювальною речовиною стічних вод є дистильована рідина. В її склад у великих кількостях входять хлористий натрій, хлористий кальцій, гідроокис магнію та інше. Стічні води містять велику кількість домішок, суспензій і шламу. Мінералізація забруднених стічних вод дуже висока і складає 150-200 г/дм³; їх розбавляють умовно чистими стічними водами. Об'єм стічних вод на содовому заводі коливається залежно від його потужності і технології виробництва в межах 20-40 тис. м³/д.

Стічні води виробництва тетраетилсвинцю. Характерною особливістю стічних вод цього виробництва є наявність в них специфічних забруднювальних речовин – тетраетилсвинцю і мінерального свинцю, що обумовлює їх високу токсичність, а також дуже велику мінералізацію (250-320 г/дм³) так званих кубових залишків. Через дуже високу токсичність тетраетилсвинцю стічні води потребують спеціального очищення. До неї відносяться поглинання свинцю, що міститься у воді, активованим вугіллям, хлорування стічних вод, руйнування тетраетилсвинцю хімічним і електролітичним шляхом та інше.

Стічні води підприємств анілінофарбової промисловості. Отримання органічних фарбників пов'язане з багатостадійною переробкою початкової сировини і отриманням великого числа проміжних продуктів. Найбільш забрудненою стічною водою цих виробництв є фільтрати маткових розчинів, що характеризуються дуже високою мінералізацією (понад 100 г/дм³). Склад концентрованих стічних вод різноманітний; у великих кількостях в них містяться хлористі, сірчисті і сірчаноокислі солі натрію, луги, гіпосульфід, органічні сполуки і інші речовини. Витрата стічних вод на 1 т продукції коливається від 5 до 30 м³/д. Методи очищення стічних вод виробництва органічних фарбників ще недостатньо ефективні.

Стічні води фармацевтичних підприємств відрізняються великою різноманітністю по складу і кількості. До складу стічних вод входять

маткові луги, різні органічні речовини, продукт виготовлення та його основні частини; досить часто вони містять токсичні речовини. Наприклад, при отриманні антибіотиків утворюються наступні види відходів: відпрацьовані живильні розчини з дуже високим вмістом органічних речовин (БПК₅ від 4000 до 8000 мг/дм³), мінеральних і органічних солей, вуглеводів, кислот; промивні води, забруднені кислотами, лугами, ацетоном; промивні води, що містять значну кількість органічних сполук (БПК₅ від 600 до 2500 мг/дм³).

Стічні води виробництва фтору. Початковою сировиною зазвичай є плавиковий шпат. При виробництві фтору виробляється фтористоводнева кислота, її солі, зокрема подвійна натрієво-алюмінієва сіль (синтетичний кріоліт), і інші продукти. Стічні води включають води охолодження і промивні води, що утворюються при отриманні кріоліту. Всі стічні води мають сильно виражену кислу реакцію (рН $\approx$ 2,2), містять соляну і плавикову кислоти (промивні води) і багато шламу.

Навіть ці окремі приклади промислових стічних вод показують, наскільки вони різноманітні по складу і яку велику кількість забруднювальних речовин можуть містити. Для більшості промислових стічних вод характерні висока мінералізація, інтенсивне забарвлення і запах. Наприклад, стічні води виробництва соди, мінеральних кислот, калійних добрив, тетраетилсвинцю, ртуті, йоду і броду відрізняються дуже високою мінералізацією – від 70 до 250 г/дм³. Така висока мінералізація стічних вод обумовлює їх велику густину в порівнянні з щільністю прісних і слабо солених підземних вод. Разом з цим стічні води ряду виробництв, наприклад, целюлози, штучного каучуку, штучного волокна, відрізняються порівняно невеликою мінералізацією і в той же час високим вмістом токсичних речовин.

Промислові стічні води більшості виробництв мають підвищену температуру (40-60°C), а деякі, як, наприклад, стічні води виробництва соди, окислу етилену, жирних кислот, – високу температуру (до 80°C). Багато стічних вод (виробництва нітросполук ртуті, фарбників та інше) інтенсивно забарвлені і вимагають дуже великого розбавлення для зникнення забарвлення.

У стічних водах нерідко містяться у великих кількостях зважені речовини (наприклад, в стічних водах виробництва целюлози, підприємств текстильної промисловості, гірничозбагачувальних фабрик і інших видів виробництв).

Кількість стічних вод промислових підприємств змінюється в широких межах – від сотень до тисяч і десятків тисяч кубічних метрів на добу. Великі кількості стічних вод, що обчислюються десятками тисяч кубічних метрів на добу, утворюються в процесі виробництва соди, мінеральних добрив, целюлози, переробки нафти.

Необхідно відзначити наступну важливу обставину, що стосується кількості промислових стічних вод. На підприємстві утворюються стічні води двох видів: умовно чисті і забруднені. Хоча перші і називаються умовно чистими, але в більшості випадків вони є безумовно забрудненими. Загальний стік підприємства включає і ті, та інші. Зазвичай забруднені води складають 20-30% загальної кількості стічних вод, що скидаються підприємством. З погляду санітарної безпеки навколишнього середовища і підземних вод, найбільш важливе очищення і утилізація забруднених стоків.

Серед забруднювальних речовин, що містяться в промислових стічних водах, значну частку складають органічні сполуки. В стічних водах можуть міститися: гумінові речовини, ПАВ, матеріали флотацій гірничодобувних підприємств й збагачувальних фабрик; ціаніди, феноли, смолоподібні компоненти металургійних заводів; гумінові речовини, ціаніди, феноли коксохімічних заводів; метанол, фурфурол, тімол, розчинні вуглеводні, меркаптани, сульфіді, лігнін і його похідні, терпени, смоляні кислоти підприємств по виробництву целюлози; продукти розпаду білка, чинбові речовини, мила підприємств шкіряної промисловості; смоляні кислоти, полісахариди, клейковина, целюлозні волокна, засоби флотацій паперового виробництва.

Особливе місце серед промислових стічних вод займають теплообмінні води. Вони утворюються практично на всіх промислових підприємствах, але, насамперед, на енергетичних установках. Теплообмінні води не забруднені хімічними речовинами і відрізняються тільки високою температурою (до 50-60°C).

1.2.2 Викиди автотранспорту

Одним з основних забруднювачів природного середовища і особливо атмосфери в великих населених пунктах є автотранспорт. В окремих містах забруднення атмосфери автотранспортом досягає 60-80% загального газодимового викиду забруднювальних речовин.

До складу вихлопних газів автомобілів входять вуглекислий газ, окисел вуглецю (від неповного згорання палива), оксиди азоту, альдегіди, вуглеводні (етан, метан, етилен, бензол, пропан, ацетилен, толуол, бутан), складні ароматичні вуглеводні (сірчистий газ, свинець, цинк, тетраетилсвинець). З цих речовин найбільш характерні для викидів автотранспорту свинець, бенз(а)пірен, окисел вуглецю, тетраетилсвинець. Слід зазначити, що бенз(а)пірен є активним канцерогеном. Він потрапляє в зовнішнє середовище сорбованим на частинках сажі і пилу. Протягом сотень діб він зберігається в ґрунті: через 120 діб в пробах ґрунту залишається до 50 % його первинної кількості, внесеної до ґрунту.

Підвищений його вміст відмічається у великих містах. Наявність бенз(а)пірену в ґрунті може вплинути на протікання процесу нітрифікації: у малих кількостях (0,1-0,5 міліграм у 1кг ґрунту) він стимулює цей процес, а у великих кількостях (10 мг і більше в 1кг ґрунту) – пригнічує його.

1.2.3 Комунальні відходи

Під комунальними відходами розуміються відходи непромислового походження, що утворюються в населених пунктах, а саме: відходи підприємств, служб і господарств по обслуговуванню населення, відходи житлових приміщень. У ряді робіт комунальні відходи називають побутовими.

До комунальних відходів відносяться фекалії, стічні води, тверді відходи житлових приміщень, підприємств громадського харчування і торгівлі, видовищних місць, спортивних і інших споруд, міське сміття, шлами комунальних очисних споруд і інше.

Одним з основних видів комунальних відходів є фекалії. Їх характерні компоненти – азот, амоній, органічні кислоти, хлориди, фосфор, калій, натрій, сіра. У фекальних стічних водах містяться різні ентеровіруси, грибки, протозої. Таке саме відмічається в комунальних стічних водах. За зовнішнім видом господарсько-побутові стічні води є рідиною з низькою прозорістю, сірим кольором і неприємним запахом. Для них є характерними насиченість яйцями гельмінтів і бактеріальною флорою.

Дуже велика кількість твердих комунальних відходів. До них відносяться харчові залишки, консервні банки, пляшки, контейнери і балони, папір для обгортки, поліетиленові та паперові пакети, автомобільні покришки, що прийшли в непридатність, предмети побутового вжитку, службових і суспільних приміщень. В порівнянні з промисловими комунальні відходи відрізняються сильнішою мінливістю складу, вищим вмістом органічних речовин, а також мікроорганізмів і, в цілому, значно меншою токсичністю та інтенсивністю забруднення.

1.2.4 Води шахтного і рудникового водовідливу

У гірничодобувних районах забруднення прісних підземних вод може відбуватися внаслідок скидання на поверхню землі попутних підземних вод, що відкачуються при видобутку корисних копалин, і подальшій їх фільтрації в поверхневі, що залягають поблизу, водоносні

горизонти. Попутні води, що відкачуються з шахт і рудників, називають також водами шахтного і рудникового водовідливу.

У багатьох випадках ці води відрізняються підвищеною мінералізацією і порівняно високим вмістом окремих компонентів. Так, шахтні води вугільного басейну Західного Донбасу, що відкачуються з кам'яновугільних відкладень, мають мінералізацію 35-50 г/дм³, за складом вони сульфатно-хлоридні та хлоридні.

Підвищеною і навіть високою мінералізацією відрізняються попутні води рудних родовищ. Особливо це відноситься до мідно-колчеданних родовищ. Мінералізація копальневих вод на них складає 50-70 г/дм³ і більш.

Дуже високих значень може досягати вміст в копальневих водах металів: миш'яку – до 5200 мг/дм³ при ГДК 0,05 мг/дм³, свинцю – до 90 мг/дм³ при ГДК 0,1 мг/дм³, мідь – до 500 мг/дм³ при ГДК 0,1 мг/дм³. Деякі копальневі води відрізняються кислою реакцією, значення рН в них становить 2,5-1,8.

Якщо такі води при видобутку руди потрапляють на поверхню, то вони можуть стати причиною забруднення поверхневих і прісних підземних вод.

При розробці нафтоносних пластів разом з нафтою витягується на поверхню велика кількість вод пластів. Як і всі води нафтових родовищ, води пластів мають високу мінералізацію (50-70 г/дм³), містять великі кількості хлоридів, сульфатів, магнію. Ці води потрапляють на поверхню землі не тільки при видобутку нафти, але і в процесі розвідувальних робіт на нафту і газ, при проведенні відкачувань, в результаті самостійного виливання та аварійних ситуацій.

Високо мінералізовані розчини можуть утворюватися, забруднювати поверхню землі і горизонти прісних підземних вод при видобутку корисних копалин методом підземного вилюговування.

1.2.5 Нафта і нафтопродукти

Нафта підрозділяється на сиру і товарну (первинно-оброблену). До нафтопродуктів відносяться бензини, газ, паливо для повітряно-реактивних двигунів, дизельні і котельні палива (мазут), масла, мастила і так далі, найчастіше забруднення поверхневих і підземних вод викликається нафтою, бензинами, газом. Іншими нафтопродуктами, такими, як мастила, масла, важкі палива, підземні води забруднюються значно рідше, що пояснюється великою в'язкістю цих речовин, унаслідок чого зменшуються їх витоки, текучість і розповсюдження в зовнішньому середовищі.

Нафта і її похідні на 90-95% є сумішшю різних вуглеводневих з'єднань, які підрозділяються на три класи: парафін, циклопарафін і ароматичні вуглеводні. З не вуглецевих сполук в нафті містяться сірка, азот, метали в кількості 5-10%.

На умови знаходження нафтопродуктів в підземних водах істотно впливають їх властивості, особливо густина, розчинність, температура кипіння. Густина нафти і більшості нафтопродуктів менше одиниці, тобто менше, ніж густина води; виняток становлять мазут, окремі змащувальні масла.

Нафта в цілому погано розчиняється у воді і прийнято вважати, що нафта і вода утворюють систему рідин, які не змішуються. Але серед вуглеводнів є група ароматичних сполук (бензол, толуол, ксилол, етилбензол та інші), які порівняно добре розчиняються у воді. Так, розчинність бензолу складає 1500-1700 мг/дм³, толуолу 450-500 мг/дм³. Узагальнені дані про розчинність різних видів палив такі: бензини від 14 до 175 мг/дм³, газ від 4 до 13 мг/дм³, дизельні палива від 3 до 18 мг/дм³. У воду переходять переважно ароматичні вуглеводні (головним чином, бензол, толуол, етилбензол, ксилол), створюючи з нею дійсні розчини (на молекулярному рівні). Інші вуглеводні складають з водою емульговані суміші.

Необхідно відзначити, що нафти, які містяться в підземних водах, і нафтопродукти під впливом біогенного розкладання, а також хімічного окислення можуть руйнуватися. При цьому утворюються нафтенові кислоти, феноли, ефіри, карбонільні сполуки, які є полярними і характеризуються дуже високою розчинністю. Внаслідок цього склад водорозчинної частини нафтопродуктів та їх похідних змінюється в часі.

Температура кипіння нафтопродуктів характеризує їх здатність до випаровування. Вуглеводні з низькою температурою кипіння, що містяться у великій кількості в бензинах, можуть порівняно легко випаровуватися з поверхні забруднених ними ґрунтових вод, утворюючи в зоні аерації газову хмару, що використовується на практиці при вивченні областей забруднення підземних вод.

1.2.6 Забруднювальні речовини сільського господарства

Основними з забруднювальних речовин сільського господарства є пестициди, відходи тваринницьких господарств, мінеральні добрива.

Пестициди. Цією назвою об'єднують хімічні засоби захисту рослин. Залежно від призначення розрізняють гербіциди (для боротьби із смітними рослинами), інсектициди (для боротьби з комахами), фунгіциди (для боротьби з грибками).

За хімічним складом пестициди підрозділяються на хлорорганічні (ДДТ, ГХЦГ, ліндан, альдрин, гептахлор, діхлоретан, хлорпікрин та інші, фосфорорганічні (дихлофос, метафос, карбофос, фосфамід, хлорофос), ртутьорганічні (гранозан, меркуран, родосан миш'якові складові), похідні речовини.

Дуже важливою є характеристика пестицидів по їх стійкості, за якою вони розділяються на наступні класи: а) стійкість у водному середовищі: I – менше 5 діб, II – від 5 до 10 діб, III – від 11 до 30 діб, IV – понад 30 діб; б) стійкість в ґрунті: I – менше 1 місяця, II – від 1 до 5 місяців, III – від 5 до 24 місяців, IV – понад 24 місяці. Класи III і IV в обох випадках є відповідно небезпечними і особливо небезпечними.

До найбільш стійких відносяться миш'якові, ртутьорганічні (до 10 років), хлорорганічні (до 4-5 років), пестициди. Найменш стійкими в зовнішньому середовищі і такими, що швидко розкладаються є фосфорорганічні пестициди, які розкладаються на протязі від декількох діб до десятків діб.

Високотоксичними є миш'якові, ртутьорганічні і фосфорорганічні пестициди. Хлорорганічні пестициди відносяться в основному до речовин із середньою токсичністю, проте внаслідок їх стійкості, разом з миш'яковими і ртутьорганічними пестицидами, вони представляють значну небезпеку для навколишнього природного середовища.

ДОСТ поділяє пестициди за ступенем їх небезпеки для підземних вод на такі класи: А – практично безпечні; В – мало безпечні, такі, що легко розкладаються, не здатні до накопичення; С – мало безпечні, але здібні до накопичення, а також що відносно легко розкладаються; Д – небезпечні, такі, що не розкладаються або слабо розкладаються.

Найбільш небезпечними пестицидами, що відносяться до різних класів, є: клас Д – засоби, що містять ртуть і миш'як; клас С – дихлорофос, метазол, паратіон, дінобутон, мевінфос та інші; клас В – піразофос, тетрадифон, мелатіон, дінокап, трихлорфон та інше.

Пестициди є біологічно активними і в цілому токсичними речовинами; багато з них метаморфуються в проміжні сполуки (метаболіти), часто не менше, а навіть більш токсичні, ніж початкові речовини.

Пестициди, як правило, погано розчиняються у воді. Розчинність деяких пестицидів при температурі 20-30°C становить: ДДТ 0,0002 мг/дм³, гептахлор 0,06 мг/дм³, дільдрин 0,186 мг/дм³, токсафен 3,0 мг/дм³, альдрин 0,027 мг/дм³, хлордан 0,1 мг/дм³, ендрин 0,1 мг/дм³, γ = ГХЦГ 10,0 мг/дм³.

Пестициди використовуються у вигляді розчинів і емульсій, порошків і аерозолів. Вони вносяться до ґрунту, розпилюються з літаків, ними обприскують рослини.

Тваринницькі відходи. Одним з основних видів забруднювальних речовин в сільському господарстві є відходи крупних тваринницьких

комплексів і ферм, головним чином, рідкий гній. Дія великих тваринницьких комплексів на навколишнє природне середовище подібна впливу промислових об'єктів. У ряді країн тваринницькі комплекси відіграють основну роль в забрудненні навколишнього середовища. Підраховано, що стадо в 100 тисяч голів великої рогатої худоби забруднює навколишнє середовище так само, як місто з мільйонним населенням. Розрізняють комплекси великої рогатої худоби, свинарські, вівчарські. До них же умовно відносять птахівницькі комплекси. За розповсюдженістю та за розміром виділяються комплекси рогатої худоби і свинарські.

Основними хімічними компонентами відходів цих комплексів є азот, фосфор, калій – живильні речовини для рослин. Особливе значення мають азотисті сполуки і, перш за все, нітрати, які є головними забруднювальними компонентами відходів тваринництва.

Азот знаходиться в гнійній рідині у вигляді різних органічних сполук та NH_4^+ . Органічно зв'язаний азот поступово мінералізується і переходить в амонійний азот. Останній в процесі нітрифікації перетворюється на нітритний азот, який потім переходить в нітратний. Нітрати – стійкі, добре мігруючі сполуки. Вони є характерними для тваринницьких відходів.

Мінеральні добрива. У сільськогосподарському виробництві використовуються наступні основні види добрив: азотні, фосфорні, калійні, мікродобрива, комплексні. Основними речовинами цих добрив є з'єднання азоту, фосфору і калію. Особливе значення мають азотисті з'єднання і, перш за все, нітрати. Вони не зв'язуються ґрунтом, відрізняються високою мобільністю і можуть мігрувати на великі відстані. Вимивання нітратів з ґрунтів, що накопичуються там при внесенні добрив, залежить від типу ґрунтів. Найбільше винесення нітратів, в ґрунтові води відмічається в районі південних чорноземів, найменше – в зоні опідзолених, вилужених і типових чорноземів. Фосфорні добрива вимиваються з ґрунтів в цілому незначно, проте із засолених ґрунтів винесення фосфатів різко зростає. Калій і магній зв'язуються в ґрунті, і міграція їх вельми обмежена.

Стічні води сільськогосподарських територій завдають значної шкоди водоймам і річкам, а також підземним водам. Збільшення ерозії ґрунтів при розорюванні сільгоспугідь, а особливо при поливі сприяє виносу мінеральних речовин. Склад мінеральних солей, які вилугуюються з ґрунту, залежить від ступеня й характеру засоленості ґрунту, умов поливу, стану колекторно-дренажної мережі. Кількість солей, які виносяться з 1 га, коливається у межах від 1 до 200 т/рік. У зв'язку із широким використанням добрив значна частка із загального складу мінеральних компонентів, які виносяться з сільгоспугідь, припадає на азот і фосфор. Винос пестицидів зумовлюється стійкістю препаратів у природному середовищі.

1.3 Основні види забруднення підземних вод

Розглянуті вище речовини проникають у водоносні горизонти у вигляді розчинів і спричиняють забруднення підземних вод, яке можна поділити на такі види: хімічне, бактеріальне (або мікробне), теплове. Існує також радіоактивне забруднення. Іноді говорять також про механічне забруднення (або засмічення), розуміючи під ним наявність в підземних водах нерозчинних речовин (механічних домішок), але підземним водам цей вид забруднення невластивий [8].

1.3.1 Хімічне забруднення

Цей вид забруднення спричиняється практично всіма розглянутими вище забруднювальними речовинами за винятком теплообмінних вод і радіоактивних речовин. Але основну роль в його виникненні грають промислові відходи.

Хімічне забруднення проявляється в збільшенні концентрацій (по відношенню до фонові мінералізації) в підземних водах макро- і мікрокомпонентів. В підземних водах з'являються невластиві їм мінеральні і органічні сполуки і простежується збільшення їх концентрацій в часі. Хімічне забруднення може супроводжуватися інтенсивним забарвленням води, появою запаху, підвищеною температурою.

У забруднених підземних водах містяться різні речовини, але найчастіше зустрічаються хлориди, сульфати, кальцій, магній, залізо, нітрати, фтор, нафтові вуглеводні, феноли, органічні сполуки, важкі метали.

Хімічне забруднення є в цілому стійким, зберігається протягом тривалого часу, може розповсюджуватися на значну відстань по водоносному горизонту. Особливо всі ці якості відносяться до мінеральних забруднювальних речовин. По цих причинах, а також унаслідок того, що серед великої кількості забруднювальних речовин, що потрапляють в підземні води разом із стічними водами, можуть знаходитися токсичні компоненти, хімічне забруднення прісних підземних вод для питних цілей є найбільш небезпечним і його важко усувати.

Різноманітність забруднювальних хімічних речовин обумовлює різні процеси взаємодії між ними, з одного боку, підземними водами і породами – з іншого. Ці процеси, зрештою, впливають на міграцію забруднювальних речовин по водоносному горизонту, на умови їх знаходження в підземних водах. Важливу роль в цьому відіграє природна і штучно створена в результаті техногенної дії окислювально-відновна ситуація у водоносному пласті.

Серед хімічного забруднення підземних вод, викликаного господарською діяльністю людини, найбільш поширеними є нафтове, хлоридне, нітратне, забруднення важкими металами і забруднення, що виявляється в збільшенні загальної жорсткості води.

Нафтове забруднення. Відмінність властивостей нафтових вуглеводнів і води обумовлює особливості їх знаходження в підземних водах. Більшість нафтових вуглеводнів володіють меншою щільністю, ніж вода. Нафта і нафтопродукти є сумішшю вуглеводнів, що відрізняються різною, але в цілому слабкою розчинністю у воді. Нафта і вода розглядаються як рідини, що не змішуються. Унаслідок цих особливостей вуглеводнів вони розташовуються переважно у верхній частині розрізу водоносного горизонту. Частина вуглеводнів розміщується у вигляді лінзи на поверхні водоносного горизонту (у випадку ґрунтових вод). Ця лінза складається з однофазної рідини — вуглеводнів; її потужність залежно від кількості нафтопродуктів, що надійшли у водоносний горизонт, може коливатися від декількох сантиметрів до 1-2 м і більше.

Інша частина вуглеводнів, розташована нижче за однофазний шар (лінзи) і за її межами, утворює з водою двофазну суміш у вигляді емульсії. Нарешті, найбільш розчинні вуглеводні (в основному ароматичні) утворюють з водою розчин. Таким чином, по вертикалі і в плані вуглеводні утворюють як би три зони – лінза однофазної рідини, що не змішується з водою (вуглеводнів); зона двофазної системи (емульсія нафти у воді); зона розчину вуглеводнів у воді. Розміри цих зон неоднакові: площі, зайняті емульсованими і розчиненими у воді вуглеводнями в декілька і навіть десятки разів більше площі, що займає зона однофазних вуглеводнів у вигляді лінзи.

З рухом двофазної системи (поява шарів емульсії нафти у воді) пов'язані поняття фазової проникності пористого середовища. Проникність породи для однієї фази (наприклад, нафти) залежить від вмісту в породі іншої фази (води). Якщо вміст нафти перевищує 80-85%, то порода буде практично непроникна для води і в ній відбуватиметься рух тільки нафти. І навпаки, при вмісті нафти менше 20-15% порода буде проникна тільки для води.

Характерним проявом нафтового забруднення підземних вод є специфічний запах нафти і нафтопродуктів, наявність на поверхні води нафтової плівки.

Хлоридне забруднення викликається різними відходами, головним чином, промисловими, природними некондиційними, рудниковими і шахтними водами, високо мінералізованими водами глибоких горизонтів, які вилучаються на поверхню. Найбільш показовим в цьому плані є забруднення прісних підземних вод стічними водами заводів по виробництву соди, калійних добрив і ряду інших виробництв, а також

засолення прісних підземних вод в прибережних районах морськими водами.

Вказані стічні води, які є високо концентровані, переважно хлоридні розчини, і морські води мають більшу густину, ніж прісні води. Потрапляючи у водоносний горизонт, важчі хлоридні розчини осідають, опускаючись до підшви пласта. Внаслідок цього область хлоридного забруднення тяжіє переважно до нижньої частини водоносного горизонту.

Хлориди добре розчиняються у воді й утворюють з нею систему взаємно розчинних рідин. Це стійкі речовини, такі, що не розкладаються і не сорбуються, мають високу міграційну здатність. Тому хлориди можуть розповсюджуватися по водоносному горизонту на значні відстані й утворювати великі за протяжністю й площею області забруднення.

Нітратне забруднення переважно пов'язане з сільськогосподарською діяльністю, хоча помітну роль в його виникненні грають також промислові і комунальні відходи. Воно найчастіше зустрічається в районах інтенсивного сільськогосподарського освоєння. Основною причиною його утворення є мінеральні добрива і відходи крупних тваринницьких комплексів. Вплив останніх набуває найбільшого значення, і тваринницькі комплекси стають великим джерелом забруднення підземних вод азотистими з'єднаннями. У підземних водах вони зустрічаються в основному в трьох формах — амонійній, нітритній і нітратній. Нітратний азот є кінцевим продуктом в ланцюжку послідовних перетворень азоту при його окислюванні: амонійний азот, нітритний азот, нітратний азот. Процес нітрифікації, в результаті якого нітритна форма азоту переходить в нітратну, продовжується порівняно недовго, до 1-1,5 місяців, але він може сповільнюватися або прискорюватися залежно від температури і зміни гідрогеохімічного стану водоносного горизонту. При міграції азотистих з'єднань відбуваються і зворотні процеси — денітрифікація, в результаті якого нітратний азот відновлюється до нітратного і амонійного. В умовах відновного середовища у водоносному горизонті процеси нітрифікації сповільнюються або припиняються. У такому випадку амонійний азот може зберігатися протягом тривалого часу і не переходити в нітратний. Проте, і амонійний, і нітритний азот є проміжними, нестійкими формами. Зрештою вони переходять в найбільш стійку форму — нітратний азот, і саме в цій формі відбувається переважające накопичення азоту в підземних водах.

Нітрати добре розчиняються у воді, відрізняються порівняно невеликою здатністю до сорбції. Вони можуть мігрувати по водоносному горизонту на значну відстань.

Особливістю знаходження азотистих з'єднань в підземних водах є те, що разом з основним їх перетворенням від амонійної форми до нітратної можливий і зворотний, відновний процес. Це обумовлює мінливість їх

знаходження в підземних водах, яка виявляється не тільки по шляху їх міграції, але і в часі, тобто в залежності від пори року.

Забруднення важкими металами. У відходах різних виробництв, викидах автотранспорту, використаних на сільськогосподарських полях отрутохімікатах та у інших продуктах містяться різноманітні метали. Значне місце серед них займають важкі метали, до яких відносяться кольорові метали з щільністю, більшою, ніж у заліза ($7,874 \text{ г/см}^3$), а саме: свинець, мідь, цинк, нікель, кадмій, кобальт, сурма, олово, вісмут, ртуть. Особливо багато важких металів міститься у відходах підприємств, що переробляють руду кольорових металів і самі метали. Тут їх вміст може в сотні й тисячі разів перевищувати фонові значення. В пилу, що утворюється при спалюванні побутового сміття, вміст кадмію, наприклад, в 2000 разів більше фонового; у пилу виробництв лаку та фарби вміст ртуті і кадмію в тисячі разів перевищує фоновий.

В атмосферу щорічно від усіх антропогенних джерел надходить 449,2 тис. т свинцю, а від природних – тільки 24,1 тис.т; для кадмію ці показники відповідно дорівнюють 7,3 і 0,8 тис.т, а для міді – 56 і 18,5 тис.т.

Важкі метали займають одне з провідних місць серед тих речовин, що забруднюють природне середовище. З важких металів, що забруднюють природне середовище – найбільш поширені свинець, цинк, мідь, кадмій. Ці ж метали і їх сполуки досить часто зустрічаються в підземних водах. Їх накопичення в підземних водах має місце там, де вони інтенсивно забруднюють зовнішнє природне середовище (атмосфера, ґрунти, поверхневі води). Поблизу антропогенних і природних джерел в підземних водах часто зустрічаються залізо, хром, ртуть. Важкі метали, що містяться в підземних водах в катіонній формі, зазвичай, добре піддаються сорбції. Тому ореоли забруднення ними підземних вод, зумовлені впливом локальних джерел (наприклад, басейнів промислових стічних вод, хвостосховищ), в цілому носять обмежені розміри.

Важкі метали відносяться до стійких забруднювальних речовин, вони слабо розкладаються в природних умовах.

1.3.2 Бактеріальне забруднення

У відходах, особливо комунальних і сільськогосподарських, містяться різні мікроорганізми, які при попаданні у водоносний горизонт змінюють біологічні властивості і погіршують санітарний стан води. Під бактеріальним, або мікробним, забрудненням підземних вод розуміється збільшення їх вмісту в порівнянні з природним станом патогенних і санітарно-показових мікроорганізмів. До санітарно-показових мікроорганізмів відносяться бактерії групи кишкової палички, ентерокок. Патогенними або хвороботворними мікроорганізмами називаються

бактерії, що викликають появу інфекційних захворювань. До патогенних мікроорганізмів відносяться ентеробактерії (шигелли і сальмонели), бактеріофаг Е, ентеровіруси (вірус поліомієліту). Особливе значення для мікробіологічної характеристики води мають бактерії групи кишкової палички. Як відомо, безпека води в епідемічному відношенні визначається загальним числом мікроорганізмів і числом бактерій групи кишкової палички.

Бактеріальне забруднення є частиною більш загального біологічного забруднення, яке, окрім бактерій, може бути викликаним водоростями, вірусами й іншими представниками мікрофлори і мікрофауни. Відомі випадки появи в підземних водах і водозабірних спорудах, що експлуатують водоносні горизонти поблизу мілководих водосховищ, залізобактерій і синьо-зелених водоростей.

Основною особливістю бактеріального забруднення є обмеженість його розповсюдження всередині водоносного горизонту. Це зумовлено порівняно невеликим часом виживаності бактерій в підземних водах. Згідно вітчизняним і зарубіжним публікаціям, цей час становить 30-400 діб. Докладніші відомості про час виживаності мікроорганізмів в підземних водах наведені в [4]. Час виживаності бактерій залежить від різних чинників: їх кількісного вмісту у воді, швидкості фільтрації, геохімічної обстановки, температури, наявності у воді інших забруднювальних речовин. Так, час виживаності окремих патогенних бактерій залежно від їх щільності у воді при температурі 4-6°C становить: для сальмонел черевного тифу при щільності 102 (кількість мікробних тіл в 1 л води) приблизно 50 діб, а при щільності 104 – до 120 діб; шигел дизентерії при щільності 102 і 104 відповідно 170 й більше 300 діб; сальмонел паратифу В при щільності 102 і 104 близько 220 і 70-400 діб.

Цікаво відзначити, що хімічні забруднювальні речовини (детергенти, нафтопродукти), що додаються у воду, на рівні їх ГДК практично ніякого впливу на час виживаності бактерій не чинять. В той же час збільшення вмісту детергенту до 5 мг/дм³ у присутності фенолів і нафтопродуктів, продовжувало життя бактерій і сприяло їх розмноженню.

У роботі [4] рекомендуються такі розрахункові значення часу виживаності мікроорганізмів: 200 діб — при їх надходженні з порівняно невеликих по інтенсивності забруднення джерел і 400 діб — за наявності інтенсивних і постійно діючих джерел забруднення.

Обмежена дальність розповсюдження бактерій в підземних водах залежить від їх поглинання породою, тобто від сорбції. При поглинанні породою бактерії можуть зберігати свою хвороботворну здатність протягом тривалішого часу, ніж у вільному стані. В цілому, внаслідок обмеженого часу виживаності і процесів поглинання область бактеріального забруднення носить у водоносному горизонті тимчасовий і локальний характер.

1.3.3 Теплове забруднення

Одним з видів забруднення підземних вод є теплове, таке, що виявляється в підвищенні їх температури в порівнянні із звичайною (фоновою). Із зміною температури підземних вод пов'язана зміна їх хімічного складу, вмісту газу й, в особливості, кисню, зміна їх біологічних властивостей і смакових якостей.

Теплове забруднення обумовлене різними причинами, з яких можна виділити дві головні: утворення в районах великих промислових підприємств, особливо енергетичних (теплові, атомні електростанції та інше), а також місць теплових аномалій в навколишньому середовищі; скидання на поверхню землі нагрітих промислових і комунальних стічних вод. У першому випадку позитивна температурна аномалія, що формується в навколишньому природному середовищі, захоплює також надра землі, унаслідок чого відбувається нагрівання підземних вод. У другому випадку, нагріті стічні і теплообмінні води, що фільтруються з поверхні землі, проникають у водоносний горизонт і створюють там область підвищеної температури, тобто область теплового забруднення. В більшості випадків обидві причини діють спільно й одночасно.

Значні зміни температурного режиму підземних вод (на декілька градусів) обумовлені не тільки окремими промисловими підприємствами, а і населеними пунктами в цілому. У метеорологічній літературі використовується вираз «острів тепла», яким позначається позитивна температурна аномалія в атмосфері, що утворюється в місті. Можна говорити, що на території великих населених пунктів формується «острів тепла» як в атмосфері, так і в надрах.

Найбільш інтенсивні зміни температурного режиму і теплові забруднення підземних вод пов'язані з крупними промисловими підприємствами, оскільки їх стічні води часто мають підвищену температуру. Так, стічні води виробництва окислу етилену, синтетичних жирних кислот характеризуються температурою 90-95°C; стічні води содових заводів (дистилятна рідина) мають температуру 50-70°C. Для деяких видів відходів і стоків атомних електростанцій характерне підвищення їх температури з часом (самостійне розігрівання).

Серед промислових стічних вод велику питому вагу мають нагріті теплообмінні води, скидання яких на поверхню землі, в поверхневі водоймища і річки призводить до теплового забруднення підземних і поверхневих вод.

Кількість теплообмінних вод зростатиме в часі, особливо у зв'язку з розвитком атомної енергетики. Збільшення витрат води, необхідної для охолодження енергетичних установок атомних електростанцій у зв'язку з будівництвом останніх, приведе до збільшення викиду тепла в

навколишнє середовище, а отже, і до збільшення температури природних вод на ділянках розташування енергетичних установок.

Теплове забруднення найчастіше зустрічається в ґрунтових водах, але воно може також проявлятися в глибоких водоносних горизонтах. У ґрунтових водах теплове забруднення виникає в результаті фільтрації з поверхні землі стічних вод, а в глибоких водоносних горизонтах – унаслідок закачування в них стічних вод, створення підземних сховищ різного призначення, теплової дії на пласт при видобутку нафти. Найбільш значні теплові аномалії формуються під великими поверхневими сховищами стічних вод. Розширення в часі області теплового забруднення в підземних водах відбувається внаслідок конвективного перенесення нагрітих вод, а також молекулярної (кондуктивної) теплопровідності. При цьому конвективна складова перенесення тепла має переважаюче значення в горизонтальному напрямі в пласті і у вертикальному – безпосередньо під сховищем стоків, а значення кондуктивної складової зростає у вертикальному напрямі за межами сховища стоків при розповсюдженні тепла через водотривкі відкладення. Тепло передається вгору (в зону аерації) і в підстильний водонепроникний пласт, який розділяє ґрунтові і напірні води, а також безпосередньо в ґрунтові води по лінії контакту стічні – ґрунтові води.

У глибоких водоносних горизонтах джерело теплового забруднення розширюється під впливом закачування промислових стічних вод через нагнітальні свердловини. Тепло витрачається на нагрівання водонепроникних товщ у кривлі й підшві пласта, а також в місці контакту стічних і підземних вод. У глибоких горизонтах, де води можуть мати високу природну температуру, може виникнути також «негативне» теплове забруднення, тобто забруднення, що характеризується нижчою температурою в порівнянні з температурою вод пластів. В цьому випадку область негативного теплового «забруднення» поглинати тепло з водоносного горизонту й водотривких порід, що перекривають його.

У водах, що піддалися тепловому забрудненню, зменшується вміст і інших газів, зокрема вуглекислого газу, азоту. У підземних водах, багатих розчиненим бікарбонатом, нагрівання може привести до випадання в осад карбонату кальцію. Характерним наслідком збільшення температури води є значне зростання в ній біомаси, особливо водоростей, що виражається в «цвітінні» води. *Із зростанням температури води внаслідок теплового забруднення збільшується розчинювальна здатність води, що може інтенсифікувати карсто-суфозійні процеси.*

Зміна температури води впливає на токсичність забруднювальних речовин, що містяться в ній. При підвищенні температури води від 15 до 25°C токсичність цинку зростає майже в 3 рази; з підвищенням температури збільшується токсичність ціанідів (їх вміст характерний для стічних вод металургійних заводів) і окремих пестицидів, наприклад

гексохлорана. Теплове забруднення підземних вод у багатьох випадках поєднується з хімічним забрудненням, оскільки стічні води переважно, окрім вмісту забруднювальних речовин, характеризуються підвищеною температурою. Тому на ділянках, де одночасно має місце і теплове, і хімічне забруднення, можна чекати прояву підвищеної токсичності речовин, що містяться в підземних водах.

Таким чином, теплове забруднення порушує хід природних гідрохімічних процесів, часто викликає евтрофікацію водойм [23]. У нашій країні установлені граничні норми підвищення температури води у результаті скидання теплих вод. Ця температура не повинна перевищувати більш ніж на 3⁰ температуру водойми в літній період.

Звітні дані про види забруднювальних речовин і типи забруднення підземних вод, що спричиняється ними, значення забруднювальної речовини у формуванні того або іншого типу забруднення, види показників забруднення підземних вод представлені в табл. 1.2.

Таблиця 1.2 – Типи забруднення підземних вод

Тип забруднення підземних вод	Забруднювальні речовини			
	Промислові відходи (1, 2, 3)	Нафта та нафтопродукти (1, 2)	Шахтний і рудниковий водовідлив, стоки нафтопромислів (1, 2)	Комунальні відходи (3, 1, 2)
Хімічне:	Переважає	Немає	Переважає	Немає
Неорганічне				
Органічне (не нафтове)	Переважає	Немає	Немає	Немає
Неорганічне та органічне (не нафтове)	Переважає	Немає	Відносно невелике	Відносно невелике
Метали	Переважає	Немає	Немає	Немає
Вуглеводне (нафтове)	Переважає	Переважає	Немає	Немає
Бактеріальне	Відносно невелике	Немає	Немає	Переважає
Теплове	Переважає	Немає	Відносно невелике	Відносно невелике

1.3.4 Радіаційне забруднення

Природна радіоактивність води пояснюється наявністю в основному розсіяних елементів – радію, урану, торію, радону і продуктів їх розпаду, а також ізотопу ^{40}K , який міститься в натуральному калії в кількості 0,011%.

Радіоактивні елементи мають властивість адсорбуватися завислими речовинами, які є у воді. Останні осідають і спричиняють радіоактивне забруднення донних відкладів. Тому при вивченні водойм на можливе радіоактивне забруднення необхідно відбирати проби донних відкладів, рослинності і водних тварин.

Атоми радіоактивних елементів мають три види випромінювань: α , β , γ . Найбільш небезпечним є α -випромінювання, яке спричиняє порушення важливих життєвих функцій.

Радіоактивне забруднення вивчається за допомогою радіометричних методів, більшість з яких ґрунтується на принципі вимірювання іонізації газу під дією випромінювання.

1.4 Джерела забруднення підземних вод

1.4.1 Загальна характеристика

Забруднювальні речовини надходять в підземні води з різних господарських об'єктів, а також з природних середовищ, забруднених в результаті діяльності людини. Тому за ознакою походження всі джерела забруднювальних речовин можна підрозділити на дві групи – антропогенні і природні.

До першої групи відносяться: промислові і сільськогосподарські підприємства, що виробляють великі кількості відходів; поверхневі приймачі рідких і твердих відходів; автозаправні станції та мийні машин; склади пального, отрутохімікатів і хімічних реагентів; автотранспорт. Особливо сильне забруднення підземних вод відбувається на ділянках складування промислових, комунальних і сільськогосподарських відходів.

Антропогенним джерелом забруднення природного середовища і підземних вод є також населений пункт в цілому. Під великим населеним пунктом у верхній частині надр і в підземних водах формуються геотемпературні і гідрохімічні аномалії. І на території населеного пункту, і навіть на території окремого промислового або сільськогосподарського підприємства забруднювальна дія цих об'єктів носить нерівномірний характер. Так, в межах населеного пункту є ділянки, на яких забруднення підземних вод може відбуватися інтенсивніше, ніж в інших місцях (наприклад, ділянки розташування промислових підприємств, смітєвих звалищ, автозаправних станцій). Обстеження стану підземних вод поблизу

автозаправних станцій [9] показали, що вміст нафтопродуктів в підземних водах на цих ділянках різко підвищений. І в окремих випадках на поверхні ґрунтових вод навіть формується лінза нафтопродуктів потужністю від декількох до десятків сантиметрів.

Антропогенні джерела забруднення можуть бути розділені на індустріальні, сільськогосподарські, комунальні, транспортні і урбанізовані.

Серед природних джерел забруднення можуть бути виділені природні некондиційні і антропогенні некондиційні. До перших відносяться природні підземні і поверхневі водні об'єкти (водоносні горизонти, солоні озера і річки), що містять природні некондиційні (з погляду питних якостей) води. Такі води грають важливу роль в засоленні і забрудненні прісних підземних вод. З ними пов'язана актуальна для багатьох країн проблема інтрузії морських вод в прибережні горизонти прісних підземних вод. *Але у більшості випадків, говорячи про природні джерела забруднення, мають на увазі природні середовища (атмосфера, ґрунт, поверхневі і підземні водні об'єкти), які були забруднені внаслідок господарської діяльності і є складовими другої підгрупи природних джерел, - антропогенних некондиційних.*

Основну роль в забрудненні підземних вод відіграють антропоїдні джерела забруднення, особливо при формуванні областей інтенсивного забруднення. Разом з тим на якість підземних вод значно впливають і природні джерела забруднення. Цей вплив позначається переважно на великих територіях, тобто в регіональному плані, але із значно меншою інтенсивністю забруднення підземних вод, чим у разі антропогенних джерел.

Господарські об'єкти і населені пункти є первинними джерелами, а підлеглі їхньому впливу зовнішні середовища – вторинними джерелами забруднення підземних вод.

Джерелами антропогенного забруднення підземних вод є приймачі відходів, призначені для відстою, освітлення, охолодження, випаровування, накопичення та доочищення стічних вод.

Ставки – це накопичувачі стічних вод. Якщо із ставка-накопичувача йде скидання у водотоки та водойми, то він має назву буферного ставка.

«Білі моря» призначені для складування рідких та твердих відходів содових та цементно-содових заводів.

Хвостосховища – сховища для рідких та твердих відходів гірничо-збагачувальних фабрик.

Шламосховища – сховища рідких та твердих відходів металургійної та машинобудівної промисловості.

Гідровідвали, ставки-охолоджувачі пов'язуються з підприємствами енергетичної промисловості.

Всі ці будови обносяться дамбами та споруджуються на слабо проникних ґрунтах.

Класифікації джерел забруднення.

1. За конфігурацією областей забруднення (точкова, лінійна, площадна).
2. За початковим фактором (первинна, вторинна).
3. За типом забруднення підземних вод (хімічна, теплова, бактеріальна).
4. За розмірами області забруднення (місцеве, обмежено регіональне, регіональне).
5. За ступенем забруднення (помірне, значне, високе, високо екстремальне).

Контрольні запитання

1. Назвати причини забруднення підземних вод.
2. Указати дві основні стадії забруднення підземних вод.
3. Яке забруднення токсичними речовинами слід вважати екстремальним?
4. Які джерела слід розуміти під «природними кондиційними» джерелами забруднення підземних вод?
5. Які джерела називаються «природними некондиційними» джерелами забруднення підземних вод?
6. Які джерела забруднення підземних вод називають «антропогенними»?
7. Води якого виду промисловості характеризуються дуже високим вмістом органічних речовин (БПК₅ від 4000 до 8000 мг/дм³)?
8. Які речовини входять до складу комунальних відходів?
9. Описати наслідки впливу сільського господарства на якість підземних вод.
10. Пояснити, чому область хлоридного забруднення тяжіє переважно до нижньої частини водоносного горизонту.
11. Яка з галузей сільського господарства є значним джерелом забруднення підземних вод азотистими сполуками?
12. Як теплове забруднення може впливати на розвиток карстових процесів?
13. Яка гранична норма підвищення температури води у результаті скидання теплих вод у нашої країні?

2 ВЗАЄМОЗВ'ЯЗОК ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД ІЗ ЗАБРУДНЕННЯМ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

2.1 Показник схильності підземних вод до забруднення

Забруднення підземних вод не є ізольованим, локальним процесом, обумовленим тільки безпосередньою дією техногенного джерела забруднення (промисловий або сільськогосподарський об'єкт, сховище відходів, склад пального і отрутохімікатів та ін.). Воно тісно пов'язане із забрудненням навколишнього природного середовища в цілому. Забруднювальні речовини, які надходять до підземних вод, спочатку потрапляють в різні природні середовища (поверхневі води, ґрунтовий шар, атмосферу), забруднюють їх, а потім з цих середовищ і через них – в підземні води. Таким чином, має місце прямий взаємозв'язок забруднення підземних вод і навколишнього природного середовища. Забруднені в результаті господарської діяльності поверхневі води, ґрунтовий шар і атмосферу можна розглядати як вторинні джерела забруднення підземних вод, відносячи до первинних техногенні джерела. Особливо інтенсивне забруднення навколишнього природного середовища і підземних вод відбувається в промислових районах.

Взагалі, забруднення підземних вод залежить, з одного боку, від навантаження природного середовища забруднювальними речовинами антропогенного походження, а з іншого – від природних геолого-гідрогеологічних умов, що визначають захищеність підземних вод. Навантаження природного середовища забруднювальними речовинами, а отже і його забруднення, можна характеризувати кількістю забруднювальних речовин, що викидаються за певний період часу в межах даної території на поверхню землі, в поверхневі води і атмосферу. Для такої характеристики зручно використовувати модуль техногенного навантаження, який є відношенням кількості забруднювальних речовин, що викидаються (за рік), на площу досліджуваної території. Чим більше модуль техногенного навантаження, тим вище ймовірність забруднення підземних вод. Простежується чіткий зв'язок збільшення вмісту нітратів в ґрунтових водах із зростанням використання азотних добрив. Але в той же час забруднення залежить від гідрогеологічних умов захищеності підземних вод. Чим краще захищеність підземних вод, тим менше можливість їх забруднення. Захищеність ґрунтових вод, на які падає основне навантаження забруднюючими речовинами, характеризується показником, що виражається сумою балів: чим більше цей показник, тобто чим більше сума балів, тим краще захищеність.

Таким чином, схильність підземних вод до забруднення (ймовірність або ступінь їх забруднення) прямо пропорційна техногенному

навантаженню навколишнього середовища (території) забруднювальними речовинами і обернено пропорційна захищеності підземних вод.

Для характеристики взаємозв'язку забруднення підземних вод із забрудненням навколишнього природного середовища доцільно ввести показник схильності підземних вод до забруднення Π , який визначається таким чином:

$$\Pi = M_T/\varepsilon, \quad (2.1)$$

де M_T – модуль техногенного навантаження території забруднювальними речовинами, який визначається як відношення кількості всіх викидів забруднювальних речовин за рік в межах адміністративного району до його площі; ε – показник захищеності ґрунтових вод, який виражається в балах. Чим більше M_T і менше ε , тим більше підземні води схильні до забруднення. Із збільшенням M_T і зменшенням ε , зростає Π . Отже, більшому значенню Π відповідає більш значуща схильність підземних (ґрунтових) вод до забруднення.

Звичайно, показник Π є умовним, оскільки загальне техногенне навантаження природного середовища забруднювальними речовинами, що характеризується модулем M_T , не завжди призводить до забруднення підземних вод. Основну роль в забрудненні підземних вод відіграють не будь-які види відходів, а перш за все рідкі (стічні води), зважаючи на їх текучість і здатність фільтруватися крізь породи. Крім того, серед відходів, що викидаються в навколишнє середовище, найбільшу небезпеку для людей, тварин і для водопостачання за рахунок підземних вод представляють токсичні відходи. З природних середовищ, що забруднюються в результаті господарської діяльності, більшою мірою впливають на підземні води (на інтенсивність їх забруднення) ґрунти і поверхневі води, тоді як забрудненість атмосфери обумовлює меншу інтенсивність, але більшу площу забруднення підземних вод. Тому для характеристики можливості забруднення підземних вод унаслідок забруднення природного середовища в модулі M_T слід було б особливо виділити ту кількість відходів (перш за все рідких і токсичних), які скидаються на поверхню землі (у поверхневі сховища відходів, на поля фільтрації та поля зрошування, й інші земельні поверхневі ємкості). Проте, загальний модуль техногенного навантаження природного середовища M_T є показником, який відображає можливість забруднення підземних вод. У той же час показник Π відображає зв'язок між забрудненням природного середовища (через навантаження його забруднювальними речовинами) і можливим забрудненням підземних вод.

Реальні значення модуля техногенного навантаження території забруднювальними речовинами M_T змінюються від 0,1 до 1000 тис. $1/(\text{км}^2 \cdot \text{рік})$ і можуть бути поділені на такі інтервали: $<0,1$, $0,1-1$, $1-10$, $10-100$, $100-1000$, >1000 тис. $\text{т}/(\text{км}^2 \cdot \text{рік})$. Показник захищеності

грунтових вод ε змінюється в інтервалі від значень, менших 5 балів, до значень, більших 25 балів. З урахуванням цього виділені градації значення показника Π і відповідного йому ступеня схильності підземних вод до забруднення (табл. 2.1).

Таблиця 2.1 – Показник Π ступеня схильності підземних вод до забруднення

Номер градації	1	2	3	4	5	6
Π	<0,01	0,01-0,1	0,1-1	1-10	10-100	>100
Ступінь схильності до забруднення	Дуже низька	Низька	Помірна	Середня	Висока	Дуже висока

Для достовірнішої оцінки схильності підземних вод до забруднення показник Π слід розраховувати не по кількості загальних викидів забруднювальних речовин в природне середовище, а перш за все – по кількості цих викидів на поверхню землі. Показник Π можна використовувати для районування території за ступенем схильності підземних вод до забруднення.

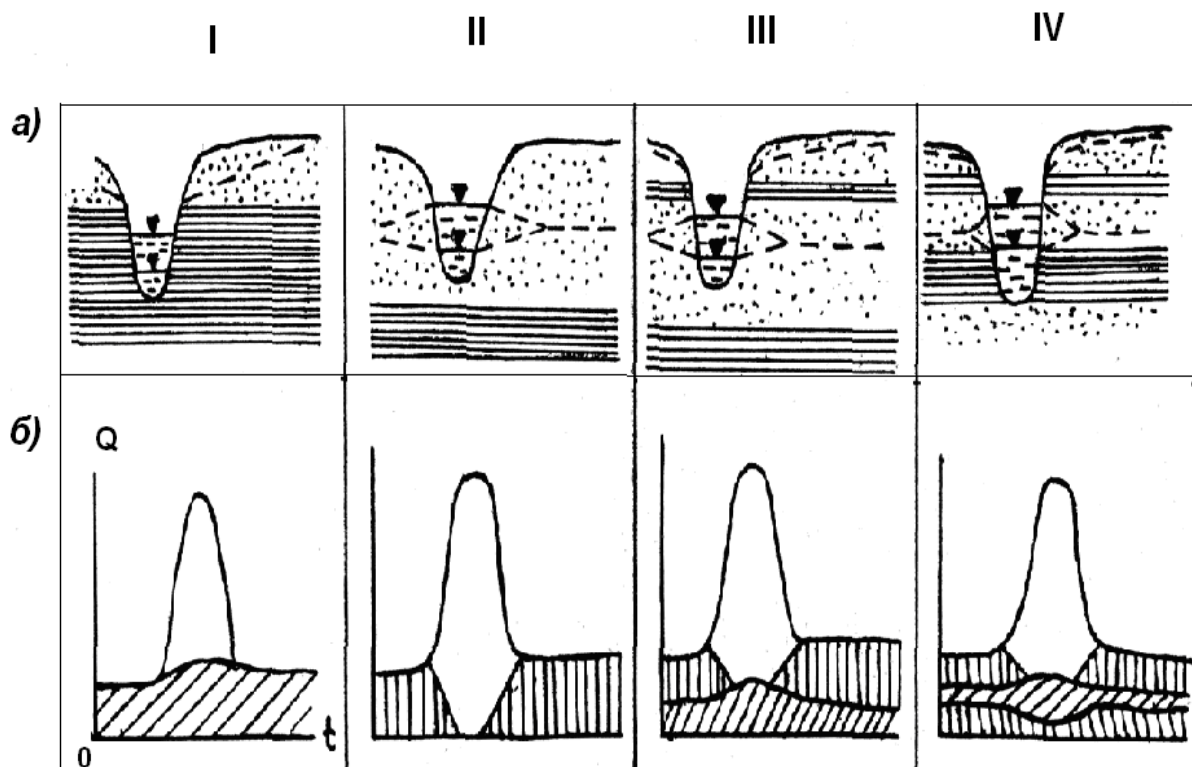
2.2 Загальний вплив навколишнього природного середовища на забруднення підземних вод

Зміна якості прісних підземних вод зони активного водообміну в значній мірі залежить від забруднення поверхневих вод, що особливо проявляється у джерелах підземних вод річкових долин. Серед цих вод найбільш схильним до забруднення є алювіальний водоносний горизонт, а також гідравлічно пов'язаний з ним горизонт напірних вод, який залягає нижче. Проникнення забруднених річкових вод у водоносні горизонти відбувається за рахунок бічної фільтрації з боку берега і вертикальної фільтрації з поверхні землі при затопленні заплави і низьких терас в паводковий період. Забруднення підземних вод, обумовлене впливом річки, простежується уздовж долини і носить лінійний характер.

У свою чергу забруднені підземні води впливають на якість річкових вод. Унаслідок забруднення підземних вод формується їх антропогенний іонний стік, що розвантажується в поверхневі водоймища і водотоки та впливає на всю поверхневу гідросферу, особливо на річкові води і морські води шельфової зони.

При дослідженнях зв'язків річкових та підземних вод велику роль має динаміка надходження підземних вод у річки [9, 18]. При описуванні типу підземного живлення річки широко застосовується типова схема дренивання підземних вод, яка представляє собою гідрогеологічний поперечний розріз річкової долини, на якому показане взаємне розташування водоносних горизонтів, характер їх зв'язку з річкою, потужність і літологія водоносних пластів, мінералізація вод та ступінь їх участі у підземному живленні річок району.

При низхідному характері типу підземного живлення річки відбувається вільне стікання підземних вод в русло річки, тобто гідравлічний зв'язок між підземними і річковими водами відсутній (рис. 2.1aI). Переважно підпорний тип підземного живлення означає наявність підпору підземних вод збоку річки у періоди весняної повені та дощових паводків, коли приплив підземних вод до річки припиняється (рис. 2.2aII). Підпір може не припиняти повністю надходження підземних вод до річки. У таких випадках спостерігається мішаний тип живлення річки.



I и II – живлення ґрунтовими водами, гідравлічно не зв'язаними з річкою;
 III – змішане ґрунтове живлення; IV – змішане ґрунтове та артезіанське живлення

Рис. 2.1 – Типові схеми гідрогеологічних умов (а) та розчленування гідрографа річки (б) за Б.І. Куделіним

Забруднені підземні води можуть, розвантажуючись в річки і водоймища, вплинути на якість поверхневих вод, особливо коли витрати води річок невеликі, а підземні води інтенсивно забруднені. Забруднювальні речовини антропогенного походження, що поступають в підземні води зони активного водообміну, зрештою потрапляють в річки і водоймища, які є дренажем для підземних вод. Через річки, що розвантажуються в море, ці речовини мігрують в шельфову зону, де відбувається їх накопичення і переробка. Таким чином, шельфова зона є свого роду санітарним бар'єром для забруднених вод суші. Привнесені поверхневими водами з континенту в шельфову зону забруднювальні речовини, можуть знов потрапити в підземні води разом з морськими водами, що надходять у водоносні горизонти. Отже, має місце кругообіг забруднювальних речовин в системі поверхневих і підземних вод. Характерним прикладом взаємодії поверхневих і підземних вод, що впливає на якість останніх, є інтрузія морських вод у водоносні горизонти, в результаті якої відбувається засолення прісних підземних вод в прибережній зоні. Солоні морські води потрапляють у водоносний горизонт шляхом безпосереднього надходження в місці виходу його в море або непрямым шляхом – через річки і шляхом подальшої інфільтрації в ґрунтові води.

Не менш важливим, але мало вивченим чинником забруднення підземних вод є забруднення приземної частини атмосфери, основною причиною якого є газові та димові викиди промислових підприємств і автотранспорту. Забруднювальна дія атмосфери впливає на ґрунти, поверхневі і підземні води в результаті осадження пилу і аерозолів, випадіння забруднених атмосферних опадів. Особливого значення набуває забруднення дощових опадів оксидами сірки та азоту, з чим пов'язана проблема «кислотних» («кислих») дощів, яка набуває все більших масштабів і навіть регіонального характеру, про що свідчать присвячені цьому питанню міжнародні наради і симпозиуми. У ряді країн (наприклад, скандинавських), навіть говорять про «окислення навколишнього середовища».

Важливу роль як показник забруднення ґрунтів і ґрунтових вод відіграє сніговий покрив. Пил, аерозолі, що випадають з атмосфери в зимовий час, осідають на сніговий покрив і накопичуються в ньому. Тому склад снігового покриву характеризує забрудненість атмосферного повітря і є сорбентом речовин газових викидів, що містяться в ньому. Забруднені снігові води, що утворюються при таненні, можуть бути причиною погіршення якості ґрунтових вод.

Забруднення атмосфери призводить до забруднення поверхні землі і підземних вод на великих площах, хоча і з порівняно малою інтенсивністю. Вміст забруднювальних речовин в атмосферних опадах значно менший, ніж в стічних водах, що фільтруються з накопичувачів

відходів, проте систематичне забруднення атмосфери і зумовлене ним опадання пилу, аерозолів, і особливо забруднених атмосферних опадів, призводять до поступового накопичення речовин антропогенного походження в підземних водах. Інтенсивність забруднення підземних вод за рахунок атмосферних опадів зазвичай не перевищує ступеня І. Разом з тим систематичне випадання забруднювальних речовин з опадами, перенесення цих речовин на великі відстані може привести до регіональної зміни хімічного складу самого верхнього горизонту підземних (грунтових) вод, появи і накопичення в них різних речовин, зокрема, специфічних і невластивих природним водам.

Забруднення підземних вод, обумовлене газовими та димовими викидами в атмосферу, може проявлятися з різною інтенсивністю на значній відстані від джерела викидів (до 100 км і більше). Ореол забруднення, в загальному випадку, витягнутий по напрямку переважаючих вітрів, але в підземних водах ця орієнтованість порушується їх рухом.

Важливу роль в процесі взаємодії атмосферних опадів з підземними водами грають ґрунтовий шар і зона аерації. Забрудненість ґрунтового шару має величезне значення із загальних санітарних позицій і не менш важливе значення у зв'язку з охороною підземних вод від забруднення. Відомий російський лікар-гігієніст Ф. Ф. Ерісман писав: «Ми звикли дивитися на ґрунт, як на річ, стан якої не впливає на наше здоров'я. Тим часом людство багато раз платило за цю небезпечну помилку, але до цих пір тільки небагато людей прийшли до висновку, що ґрунт має таке ж значення, як повітря».

Забруднені води, які фільтруються з поверхні землі, перш ніж досягти водоносного горизонту, повинні пройти через ґрунтовий шар і зону аерації. При цьому відбувається забруднення ґрунтів. Частина забруднювальних речовин проникає в ґрунтові води, частина залишається в ґрунтовому шарі і ґрунтах. Тому зона аерації і особливо її верхня, найбільш активна частина — ґрунтовий шар, грають двояку роль в процесах забруднення підземних вод: з одного боку, вони виконують захисні функції по відношенню до горизонту ґрунтових вод, з іншого боку, ставши забрудненими, вони протягом тривалого часу можуть бути джерелами забруднення підземних вод. Тому, необхідні спеціальні дослідження умов накопичення забруднювальних речовин в зоні аерації і ґрунтовому шарі, їх міграції і взаємодії з ґрунтами.

Забруднення ґрунту обумовлене накопиченням на поверхні землі твердих і рідких промислових відходів, виробничими та аварійними витоками з систем промислової каналізації і трубопроводів, втратами й аварійними ситуаціями при транспортуванні початкової сировини і готового продукту, впливом автомобільного і залізничного транспорту, осадженням речовин газових та димових викидів. Забруднювальні речовини, що поступають у ґрунт і містяться в ньому, разом з

атмосферними опадами і частиною поверхневого стоку, що фільтрується, просочуються у ґрунтові води і погіршують їх якість.

Вплив ґрунту і атмосферних опадів на якість ґрунтових вод – складний і взаємопов'язаний процес. При фільтрації забруднених атмосферних опадів відбувається забруднення ґрунту і порід зони аерації. І, навпаки, при просочуванні чистих дощових опадів через забруднений ґрунтовий шар і породи зони аерації, ці опади забруднюються за рахунок розчинення і вимивання забруднювальних речовин, що містяться в породах, і зрештою забруднюють ґрунтові води.

Таким чином, забруднення підземних вод тісно пов'язане із забрудненням навколишнього середовища в цілому. Практично неможливо запобігти забрудненню підземних вод при забрудненні атмосфери, поверхневих вод, ґрунтів. Охорона підземних вод від забруднення навколишнім природним середовищем повинна здійснюватися в рамках цієї загальної проблеми. Заходи по захисту підземних вод повинні бути пов'язані не тільки із загальними водозахисними заходами, але і із заходами щодо охорони від забруднення природного середовища в цілому. Інакше, спеціальні заходи по захисту підземних вод можуть виявитися неефективними. Це важливе принципове положення повинно бути покладене в основу охорони підземних вод і планування відповідних водозахисних заходів.

Кажучи про забруднення підземних вод, необхідно особливо підкреслити в цьому процесі роль ґрунтових вод, які є найближчими до поверхні землі й найменш захищеними. Практично вся маса забруднювальних речовин з поверхні землі, що пройшли через зону аерації, потрапляє в горизонт ґрунтових вод, звідки ці речовини можуть поступити в глибші горизонти. Горизонт ґрунтових вод є найтоншим шаром в загальній товщі насичених водою порід. І саме в ньому акумулюється, транспортується і переробляється основна кількість забруднювальних речовин антропогенного походження. Можна вважати, що забруднені ґрунтові води діють у зворотному напрямку на зону аерації, ґрунтовий шар і рослинний покрив. Ці води зумовлюють формування над їх поверхнею техногенної газової хмари, що містить речовини, які легко випаровуються, і такі гази, як метан та аміак. Роль ґрунтових вод (як і зони аерації) дуже важлива в загальному процесі забруднення підземних вод, і тому вони повинні бути першочерговим об'єктом найретельнішого вивчення.

Контрольні запитання

1. Дати визначення антропогенного навантаження природного середовища забруднювальними речовинами. Як визначається модуль техногенного навантаження?
2. Записати показник схильності підземних вод до забруднення *П*.
3. Описати, як відбувається вплив забруднених вод річки на підземні води.
4. Описати наявність гідравлічного зв'язку між русловими водами річки та водами підземних водоносних горизонтів.
5. Який тип живлення річки підземними водами називається підпорним?
6. Описати ефект підпору підземних вод річковими.
7. Описати, як відбувається вплив забруднених підземних вод на стан річки або прибережної зони моря.
8. Як атмосферні опади можуть впливати на забруднення підземних вод?
9. Як сніговий покрив може впливати на забруднення підземних вод?
10. Як забруднені ґрунтові води можуть діяти у зворотному напрямку на зону аерації, ґрунтовий шар і рослинний покрив.

3 ОЦІНКА МАСШТАБІВ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД

Масштаби забруднення підземних вод оцінюються за наслідками вивчення якості підземних вод в районі джерел забруднення і на ділянках водозаборів.

3.1 Виявлення областей забруднення

При проведенні робіт з виявлення областей забруднення проходять 3 етапи.

Перший етап включає до себе установлення місця розташування джерела забруднення, площі та лінійних розмірів області забруднення, виду забруднювальних речовин, часу початку забруднення.

Другий етап передбачає дослідження ступеня забруднення оточуючого середовища (грунтів, зони аерації, снігового покриву, геоботанічних показників на поверхні землі, мікробіології підземних вод). Після чого виконують оконтурювання області забруднення.

На третьому етапі відбуваються гідрогеологічні дослідження (установлення напрямку потоку, установлення положення водозабору та фільтраційної неоднорідності пластів).

Четвертий етап включає до себе виділення ділянки інтенсивного забруднення, де концентрація забруднювальних речовин наближається до концентрації стічних вод, та загальної області забруднення.

3.2 Ділянки джерел забруднення

Оцінка масштабів виявленого забруднення підземних вод в районі джерела забруднення включає визначення розмірів області забруднення (площі і довжини), інтенсивності забруднення підземних вод, швидкості просування межі забруднених вод у пласті. Для визначення цих показників перш за все необхідно встановити, що розуміють під *межею області забруднення*.

Як межа області забруднення може бути прийнятий контур із загальною мінералізацією підземних вод 1 г/дм^3 або контур гранично допустимої концентрації (ГДК) характерної для даних умов забруднюючого компонента (мається на увазі ГДК для питних вод). Якщо забруднення підземних вод характеризується декількома забруднюючими компонентами, то межа області забруднення дається, як по контуру мінералізації 1 г/дм^3 , так і по загальному контуру ГДК цих компонентів.

Контур загальної мінералізації 1 г/дм^3 , як межа області забруднення, приймається з тієї причини, що прісні підземні води характеризуються

мінералізацією менше 1 г/дм^3 , а забруднюючі стічні води, як правило, відрізняються підвищеною мінералізацією, більше 1 г/дм^3 ; крім того, загальна мінералізація 1 г/дм^3 є гранично допустимою для вод питної якості (ГОСТ 2874-82 «Вода питна»).

Під загальним контуром ГДК у разі декількох (двох-трьох) характерних забруднювальних речовин, контури ГДК кожної з яких виходять за межі іншої, розуміють криву, яка огинає окремі контури ГДК цих речовин (рис. 3.1). Якщо контур ГДК одного компоненту цілком вміщується всередині контуру ГДК іншого компоненту, то межею області забруднення вважається більший контур.

У ряді випадків забруднені води можуть мати невелику загальну мінералізацію і за цією ознакою трохи відрізнятимуться від прісних або слабо солонуватих підземних вод. Тоді, область забруднення підземних вод виділяється по характерному забруднювальному компоненту.

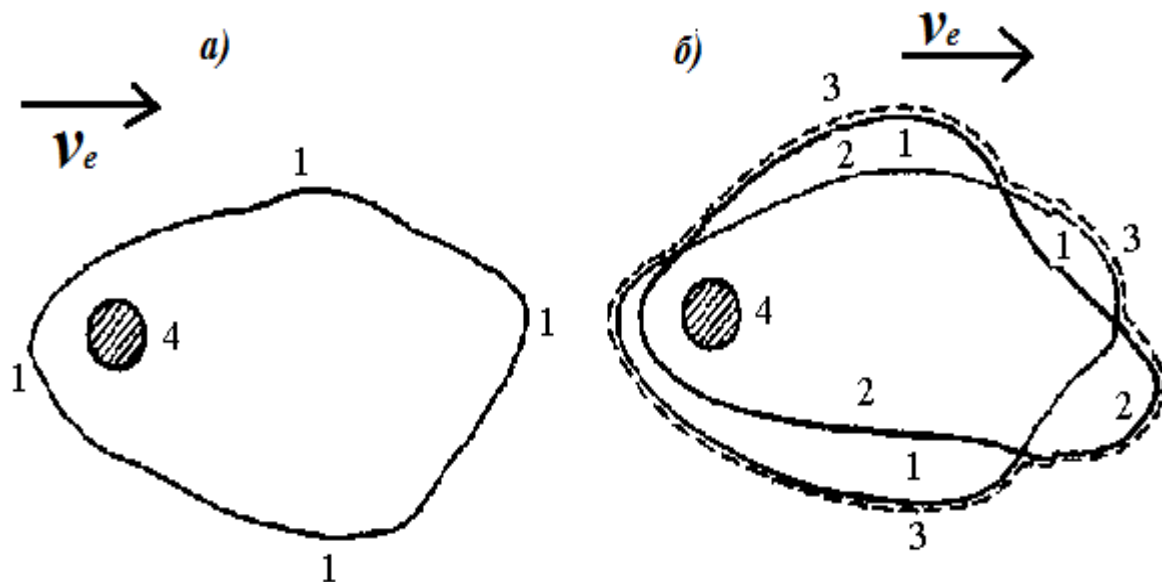


Рис. 3.1 – Межа області забруднення для однієї (а) та двох (б) забруднювальних речовин.

1 – межа області забруднення для першої речовини; 2 – межа області забруднення для другої речовини; 3 – загальна межа області забруднення для двох речовин; 4 – джерело забруднення; v_e – природна швидкість фільтрації ґрунтових вод

В окремих випадках підземні забруднені води можуть бути більш мінералізовані, ніж ті стічні води, що проникають в них з поверхні землі, і тоді забруднення підземних вод виявлятиметься не тільки в появі невластивих підземним водам забруднювальних компонентів, але й в «опрісненні» підземних вод. Межі області забруднення підземних вод

визначатимуться контуром області розповсюдження цих забруднювальних речовин і контуром області «опріснення».

Виділення області забруднення підземних вод по межах ГДК окремих забруднюючих компонентів виконується на добре вивчених ділянках, а також в тих випадках, коли вміст в підземних водах цих компонентів помітно перевищує їх ГДК.

Разом з цим можуть бути такі умови, коли в підземних водах є невластиві їм штучні забруднювальні речовини (наприклад, нафтопродукти, СПАР) від відомого джерела забруднення, але вміст цих речовин в підземних водах (за станом на період дослідження) менше ГДК. Проте, область підземних вод, в межах якої виявлені ці речовини, доцільно виділити як область з ознаками забруднення підземних вод.

Виділення областей забруднення підземних вод по контуру граничної загальної мінералізації або по контурах ГДК окремих забруднюючих компонентів можливо на добре вивчених ділянках з достатнім числом свердловин для спостереження. Для маловивчених ділянок з невеликим числом свердловин для спостереження межа області забруднення проводиться за даними на свердловинах з мінералізацією підземних вод, більшою ніж 1 г/дм^3 (якщо забруднюються підземні води з природною мінералізацією, меншою за 1 г/дм^3), або по свердловинах із вмістом забруднювальних компонентів, які перевищують ГДК.

Область з ознаками забруднення підземних вод виділяється по виявленню в свердловинах невластивих підземним водам штучних забруднюючих компонентів, навіть якщо їх вміст менше ГДК.

Площа суцільної області забруднення, сформованої під впливом одного або декількох джерел забруднення, оцінюється за площею, обмеженою контуром загальної мінералізації 1 г/дм^3 і контурами ГДК окремих компонентів. У разі дискретної області забруднення, сформованої декількома джерелами забруднення, коли між окремими областями (обумовленими окремими джерелами) є незабруднені ділянки підземних вод, але ці ділянки менші або близькі по розмірах до забруднених зон, *площею забруднення підземних вод слід вважати всю область, що охоплює як ділянки забруднених вод, так і розташовані між ними ділянки незабруднених підземних вод.*

На основі узагальнення фактичних даних про забруднення підземних вод виконана градація площ забруднення (табл. 3.1).

Лінійним розміром області забруднення називається її довжина (найбільша протяжність). Зазвичай, область забруднення буває витягнута за потоком підземних вод або у напрямку до місця їх відбору (водозабір, шахтний водовідлив та ін.). У разі області забруднення, сформованої декількома джерелами, її довжина вказується не за потоком підземних вод, а у напрямі місцеположення джерел забруднення.

Таблиця 3.1 – Градації площі забруднення підземних вод

Номер градації	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Площа, км ²	< 1	1 - 3	3 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 30	30 - 50	50 - 100	100 - 200	> 200

Якщо область забруднення має форму, близьку до круга, то як її лінійний розмір обирають радіус. Градації довжини області забруднення вказані в табл. 3.2. За відомою площею області забруднення і за довжиною можна оцінити її ширину.

Інтенсивність забруднення підземних вод характеризується відносною середньою і відносною максимальною мінералізацією всередині області забруднення, обмеженої контуром граничної мінералізації 1 г/дм³, а також відносною середньою і відносною максимальною концентрацією окремих компонентів усередині контурів їх ГДК.

Таблиця 3.2 – Градація по довжини області забруднення підземних вод

Номер градації	1	2	3	4	5	6	7	8
Довжина, км	< 1	1 - 3	3 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 30	30 - 50	> 50

Під відносною середньою мінералізацією підземних вод розуміють відношення середньої мінералізації до граничної (для питних вод) мінералізації, під відносною середньою концентрацією компоненту – відношення середньої концентрації до його ГДК. Середня мінералізація або середня концентрація окремих компонентів визначається як величина, середньозважена по площі.

Припустимо, що всередині контуру з мінералізацією 1 г/дм³ виділяються декілька зон з мінералізаціями $M_1, M_2, M_3, \dots, M_n$ з площами зон, які дорівнюють відповідно, $F_1, F_2, F_3, \dots, F_n$. Тоді середня мінералізація всередині області забруднення, яка визначає інтенсивність забруднення підземних вод у межах області забруднення, буде дорівнювати

$$M_{\text{сер}} = (M_1 F_1 + M_2 F_2 + M_3 F_3 + \dots + M_n F_n) / (F_1 + F_2 + F_3 + \dots + F_n) \quad (3.1)$$

Так само знаходиться середня концентрація $C_{\text{сер}}$ окремого забруднюючого компоненту всередині контуру його ГДК:

$$C_{сер} = (c_1F_1 + c_2F_2 + c_3F_3 + \dots + c_nF_n) / (F_1 + F_2 + F_3 + \dots + F_n) \quad (3.2)$$

Відносна середня мінералізація води і відносна середня концентрація окремого компонента у воді дорівнюють

$$\bar{M}_{сер} = M_{сер} / M_{дон} \text{ та } \bar{c}_{сер} = c_{сер} / ГДК \quad (3.3)$$

Величини $\bar{M}_{сер}$ і $\bar{c}_{сер}$ безрозмірні, а величина $\bar{M}_{сер}$ чисельно дорівнює $M_{сер}$, оскільки $M_{дон} = 1 \text{ г/дм}^3$

У разі декількох забруднюючих компонентів їх сумарна відносна середня концентрація визначається за формулою такого вигляду (наприклад, у випадку трьох компонентів):

$$\bar{c}_{сер} = c_{1сер} / ГДК_1 + c_{2сер} / ГДК_2 + c_{3сер} / ГДК_3 \quad (3.4)$$

де $C_{1сер}$, $C_{2сер}$, $C_{3сер}$ визначаються за формулою (3.2) в межах своїх контурів ГДК.

Якщо область забруднення вивчена недостатньо і не можна провести ізолінії мінералізації і концентрацій окремих компонентів, то інтенсивність забруднення підземних вод визначається як середнє арифметичне значення відносних мінералізацій або відносних концентрацій окремих компонентів по даним визначення концентрацій забруднювальних речовин у свердловинах, колодязях або інших пунктах водоспоживання всередині області забруднення.

Градації інтенсивності забруднення підземних вод представлені в табл. 3.3. Градації II а і II б характеризують ті випадки забруднення, коли ГДК ще не перевищено, тобто для умовно забруднених вод. Решта градацій відповідає випадкам, коли концентрація забруднювальних речовин перевищує ГДК. Градація II в відноситься до категорії екстремального забруднення.

Таблиця 3.3 – Градації інтенсивності забруднення підземних вод

Номер градації	I а	I б	II а		II б			II в
			$\overbrace{A \quad B}$		$\overbrace{B \quad \Gamma \quad D}$			
Інтенсивність	<0,5	0,5 - 1	1 - 5	5 - 10	10 - 30	30 - 50	50 - 100	>100

Швидкість просування забруднених вод в пласті оцінюється по фактичному зсуву контуру загальної мінералізації 1 г/дм^3 або контурів

ГДК окремих компонентів за період часу, що фіксується. Якщо фактичних даних недостатньо, то швидкість просування забруднених вод оцінюється розрахунковим шляхом.

Контрольні запитання.

1. Як установлюється межа області забруднення ?
2. Як визначається площа забруднення підземних вод за наявності декількох ділянок забруднення?
3. Як визначається довжина та ширина області забруднення?
4. Описати ділянку інтенсивного забруднення.

4 ФОРМУВАННЯ ОБЛАСТІ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД

Основними джерелами забруднення підземних вод є приймачі відходів і, перш за все, земляні ємкості, в які скидаються промислові, комунальні і сільськогосподарські рідкі відходи. Нижче розглянуті умови забруднення підземних вод на ділянках таких приймачів відходів.

4.1 Загальні положення

Утворення області забруднення підземних вод в районах поверхневих сховищ стічних вод (приймачів відходів) обумовлене фільтрацією з них і відбувається у декілька етапів. У початковий період спостерігається вільна фільтрація зі сховища, в результаті якої на поверхні ґрунтових вод починає рости «горб» забруднених вод. Вільна фільтрація продовжується до тих пір, доки потік зі сховища не зімкнеться з горизонтом ґрунтових вод. З цієї миті починається так званий підпірний режим фільтрації. У деяких роботах фільтрація вважається вільною до тих пір, поки зростаючий на поверхні ґрунтових вод горб не зімкнеться з основою сховища.

Тривалість періоду вільної фільтрації зазвичай не перевищує 1–2 роки. Одночасно із зростанням “горба” стічних вод відбувається їх розтікання по горизонту ґрунтових вод. Воно обумовлене, головним чином, впливом природного руху підземних вод і дією найближчих водозаборів, обладнанням для зниження рівня води, шахтного водовідливу і ін. Вплив самого сховища стічних вод позначається в безпосередній від нього близькості.

Процес забруднення підземних вод проходить три стадії. Перша стадія відповідає інфільтрації стічних вод через зону аерації. Вона характеризується метаморфізацією стічних вод внаслідок процесів розчинення, вилугування і сорбції, які супроводжують їх рух через породи зони аерації. На другій стадії відбувається змішування метаморфізованих стічних вод з ґрунтовими. Третя стадія відповідає руху забруднених вод і перенесенню забруднювальних речовин по водоносному горизонту. Практично вона починається одночасно з другою. Під час третьої стадії відбувається формування області забруднення у водоносному горизонті.

Формування області забруднення у водоносному горизонті є складним гідродинамічним і фізико-хімічним процесом, залежним від багатьох чинників. Найважливішим з них, на думку Б. Г. Самсонова із співавторами, є фільтраційна дисперсія, яка обумовлює стаціонарний або квазістаціонарний розподіл забруднювальної речовини в області

фільтрації. Істотне значення у формуванні області забруднення підземних вод має відмінність щільності вод, які фільтруються з поверхні (γ_c), та підземних (γ_0) вод. Різниця у щільності утворює наче додатковий вертикальний градієнт фільтрації $i_e = (\gamma_c - \gamma_0) / \gamma_c = \Delta \bar{\gamma}$, від якого залежить розподіл області забруднення по товщині пласта.

Важливим чинником, який впливає на формування області забруднення у водоносному горизонті, є природний потік підземних вод. Він обмежує глибину проникнення у водоносний горизонт стічних вод, які фільтруються з поверхні. Внаслідок дії горизонтального природного потоку підземних вод стічні води, що проникли в пласт, розповсюджуються переважно в його верхній і середній частині, в межах області розтікання, якщо, звичайно, густина стічних вод ненабагато перевищує густину підземних вод. Потужність цієї зони розтікання збільшується вниз за потоком. Так, у разі невеликого за розмірами джерела забруднення, розташованого в кривлі водоносного пласту великої потужності, область розтікання забруднених підземних вод (рис. 4.1) характеризується такими розмірами:

- безпосередньо під джерелом забруднення

$$z_0 = \sqrt{Q / (\pi v_e)}; \quad (4.2)$$

униз по потоку на значному віддаленні від джерела забруднення

$$z_\infty = \sqrt{2Q / (\pi v_e)}, \quad (4.3)$$

де Q – витрата стічних вод, що фільтруються з джерела; $v_e = \kappa_i$ – швидкість фільтрації природного потоку підземних вод; i_e – ухил природного потоку; κ – коефіцієнт фільтрації водоносних порід.

Чим більше v_e і менше Q , тим менше глибина (потужність) області розтікання. Таким чином, наявність природного потоку підземних вод сприятиме розвитку області забруднення переважно у верхній частині водоносного горизонту, особливо при невеликих витратах стічних вод, що фільтруються, великій потужності водоносного горизонту і незначній відмінності щільності стічних і підземних вод.

Дуже велике значення у формуванні області забруднення підземних вод має фільтраційна неоднорідність водовмісних відкладень, особливо по вертикалі. В умовах, коли фільтраційні властивості змінюються по розрізу водоносного горизонту монотонно або має місце чергування добре і слабо проникних шарів, розповсюдження забруднених вод у пласті носитиме нерівномірний і складний характер.

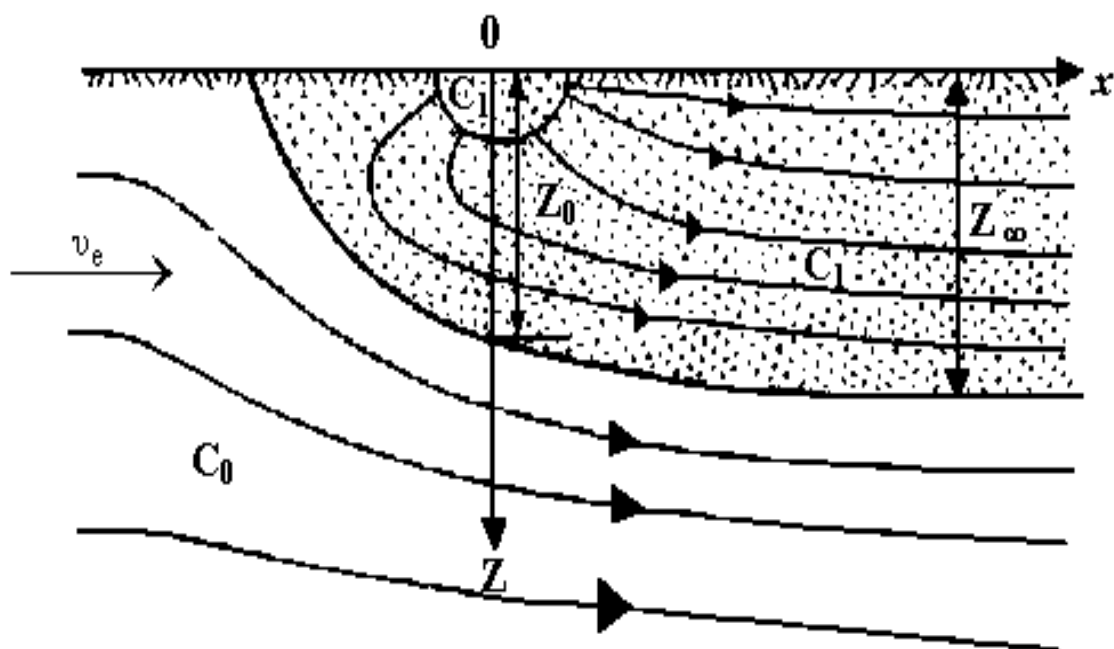


Рис. 4.1 – Область розтікання забруднених вод за потужністю водоносного горизонту.

Переміщення забруднених вод відбуватиметься переважно і найшвидше по добре проникним прошаркам. В той же час процеси перетікання і дифузії з одних прошарків в інші через слабо проникні прошарки, що їх розділяють, сприятимуть розповсюдженню забруднювальних речовин, вирівнюванню їх концентрацій в підземних водах по всій потужності водоносного горизонту.

Якщо не враховувати перетікання з одного шару в іншій, то, наприклад, у випадку двох шарів, які знаходяться на відстані x_1 і x_2 , і проходяться забрудненими водами при їх горизонтальному русі в кожному з шарів, відношення x_1 / x_2 буде прямо пропорційним кореню квадратному з коефіцієнтів фільтрації шарів і обернено пропорційним кореню квадратному з пористості цих шарів, тобто

$$x_1 / x_2 = \sqrt{k_1 n_2 / (k_2 n_1)}. \quad (4.4)$$

Оскільки пористість зазвичай розрізняється незначно, то дальність розповсюдження визначається, як правило, співвідношенням коефіцієнтів фільтрації шарів. Так, при відмінності коефіцієнтів фільтрації в 10 разів, дальність розповсюдження забруднених вод в шарах розрізнятиметься приблизно в 3 рази.

На нерівномірне розповсюдження забруднених вод у пласті впливає також фільтраційна неоднорідність в плані.

Деформація поля швидкостей пласкопаралельного потоку підземних вод, зумовлена наявністю локального неоднорідного включення, (наприклад, у вигляді круга радіусом R) з коефіцієнтом фільтрації κ_2 , меншим від коефіцієнта фільтрації пласта κ_1 , починає позначатися при $\kappa_1/\kappa_2 > 5 \div 6$ і відбувається на площі радіусом $(1,5 \div 2)R$. Найбільш сильні деформації поля швидкостей (до 50-70%) мають місце в безпосередній близькості від неоднорідного включення. Деформація первинного потоку підземних вод і зміна швидкості руху частинок рідини, обумовлені локальними неоднорідностями, які порушують фронт забруднених вод і сприяють утворенню «язиків». При цьому якщо проникність включення κ_2 менше проникності κ_1 решти частини пласта, то утворення язиків забруднених вод відбуватиметься за межами включення. Якщо ж $\kappa_1 > \kappa_2$ то язик забруднених вод формується всередині самого включення. За межами неоднорідного включення на відстані від нього $x_2 > R$ деформація потоку припиняється, швидкості вирівнюються і переміщення фронту забруднених вод набуває більш рівномірного характеру.

Аналіз умов забруднення підземних вод на ділянках поверхневих сховищ стічних вод показав наступне: вміст забруднюючих компонентів в підземних водах може значно (у десятки і сотні разів) перевищувати ГДК; джерело забруднення підземних вод, яке утворилося, зберігається протягом тривалого часу навіть після ліквідації сховища (в цьому випадку забруднення ґрунту і зони аерації є вторинним джерелом забруднення); висока мінералізація і густина багатьох стоків призводять до забруднення підземних вод на значній глибині, включаючи і горизонти напірних вод; фільтраційна неоднорідність і тріщинуватість порід зумовлюють нерівномірне переміщення забруднювальних компонентів в підземних водах і тривале їх зберігання у водоносному горизонті; швидкість розповсюдження забруднювальної речовини в підземних водах зазвичай коливається від декількох десятків до сотень метрів в рік; у сильно тріщинуватих і закарстованих породах швидкість руху забруднених вод може досягати декількох кілометрів на рік.

Витрата стічних вод, що фільтруються зі сховища, залежить від будови зони аерації і, перш за все, від фільтраційних властивостей порід, технічних умов приймача відходів і режиму скидання в нього стічних вод. Серед технічних умов приймача відходів особливе значення має наявність або відсутність слабо проникного екрану в його основі. За режимом заповнення приймачів відходів і умовам фільтрації з них розрізняють: приймачі з постійним рівнем стовпа стічних вод і приймачі з постійною витратою стічних вод, що скидаються в них. У першому випадку фільтрація відбувається при постійному рівні стічних вод, в іншому – при постійній витраті вод, що скидається.

Втрати стічних вод на фільтрацію з приймачів відходів змінюються у широких межах. У випадку полів фільтрації і полів зрошування це практично вся витрата (якщо не враховувати випаровування) стічних вод, що надходять в них. На фільтрацію з промислових басейнів стічних вод (накопичувачі шламу, відстійники, ставки-випарники та ін.) йдуть від декількох до десятків відсотків витрати, що скидається в них. Так фільтрація з одного великого шламосховища на шостий рік його експлуатації досягла 20% відходів що скидаються, при цьому співвідношення витрат витоків через дно і греблі обвалування склало 1:2, тобто витрата через греблю дорівнювала 60-65% загальної витрати фільтрації. На шламонакопичувач з штучним екраном з суглинків та глин (коефіцієнт фільтрації матеріалу екрану близько 0,005 м/д) витік становив близько 20 тис. м³/д, зокрема через греблі – приблизно 95 % цієї витрати.

Грунтові води зі свердловин, розташованих безпосередньо поблизу полів фільтрації, відрізняються підвищеним вмістом амонійного азоту (у 30 разів більше фонового), хлоридів (у 6 разів), сульфатів і сухого залишку.

Окрім визначення витрат стічних вод, які фільтруються, у багатьох випадках потрібно знати час, за який забруднені води досягнуть рівня ґрунтових вод. Особливо це важливо при оцінці захищеності підземних вод від забруднювальних речовин з недовгим терміном розпаду або від проникнення у водоносний горизонт біологічних забруднювальних речовин з обмеженим часом виживаності.

Таким чином, прогноз забруднення підземних вод на ділянці поверхневого приймача відходів включає: а) оцінку часу досягнення стічними водами (з поверхні землі) рівня ґрунтових вод; б) оцінку витрати стічних вод, що фільтруються з приймача відходів; в) оцінку дальності розповсюдження забруднених вод у водоносному горизонті.

Для спрощення гідрогеологічних прогнозів, сховища стоків в розрахункових схемах представляють залежно від реальної форми сховища у вигляді кола (якщо сховище має замкнутий контур, подовжні і поперечні розміри якого співвимірні) або каналу (якщо довжина сховища у багато разів більше його ширини).

Звичайне змикання рівня ґрунтових вод з потоком зі сховища відходів відбувається порівняно швидко, менш ніж за 1 – 2 роки, що значно менше терміну експлуатації сховища, який обчислюється 15 – 20 роками та більше. Тому оцінку витоків зі сховища можна проводити для умов фільтрації з підпором. Оскільки сховища стічних вод функціонують протягом тривалого часу, режим фільтрації з них може бути прийнятий стаціонарним.

4.2 Забруднення підземних вод на ділянці сховища рідких відходів

4.2.1 Оцінка часу фільтрації

Наближену оцінку часу досягнення рівня ґрунтових вод стічними водами, що фільтруються з поверхні, для умов однорідного розрізу зони аерації і постійного рівня в сховищі, можна виконати за відомою формулою Цункера, яка нижче записана в спрощеному вигляді:

$$t = (\mu H_0 / \kappa) [m / H_0 - 1_{\Pi} (1 + \ddot{u} / \dot{I}_0)], \quad (4.5)$$

де H_0 – висота стовпа стічних вод у сховищі; κ та m – відповідно коефіцієнт фільтрації та потужність зони аерації; μ – дефіцит насичення порід зони аерації $\mu = n - n_e$, n – пористість, n_e – початкова вологість порід зони аерації. Оскільки n_e зазвичай невідома, замість μ у розрахунках можна використовувати значення n .

Розрахунки за формулою (4.5) показали, що час проникнення стоків до ґрунтових вод істотно залежить від фільтраційних властивостей порід зони аерації, в цілому цей час дуже невеликий. Так, при $k \geq 0,5$ м/д час руху стоків не перевищує декількох діб навіть при великій потужності зони аерації ($m > 10$ м); при $\kappa < 0,5$ м/д час фільтрації зростає до декількох десятків діб, при $\kappa < 0,01$ м/добу і $m > 20$ м досягає декількох сотень діб.

При двошаровій будові зони аерації із слабо проникним верхнім шаром (екраном), час інфільтрації стоків з поверхні землі до рівня ґрунтових вод складається з часу руху у верхньому (t_1) і нижньому (t_2) шарах. Час t_1 визначається по формулі (4.5) підстановкою в неї параметрів k_1 , m_1 для верхнього шару. Час t_2 визначається по наступній формулі:

$$t_2 = \frac{n_2}{H_0} - \left[1 - \frac{m_1}{H_0} \left(\frac{k_2}{k_1} - 1 \right) \right] \ln \left(1 + \frac{m_2}{H_0 + m_1} \right), \quad (4.6)$$

де n_1 , m_2 , k_2 – відповідно пористість, потужність і коефіцієнт фільтрації нижнього, відносно добре проникного шару. Аналіз показав, що при $k_1/k_2 < 0,1$ час руху в двошаровому розрізі в основному визначається часом руху через верхній, слабо проникний шар. Тому для наближеної оцінки часу руху стоків через двошаровий розріз можна обмежитися визначенням по формулі (4.5) часу руху стоків через слабо проникний шар шляхом підстановки в цю формулу параметрів слабо проникного шару. У разі неоднорідної шаруватої будови зони аерації можливий інший наближений підхід: приведення неоднорідного розрізу до однорідного з середнім

коефіцієнтом фільтрації, що визначається за формулою

$$\kappa_{\text{ф}} = m / (m_1 / k_1 + m_2 / k_2 + \dots + m_i / k_i), \quad (4.7)$$

де $m_1, m_2, \dots, m_i$ і $k_1, k_2, \dots, k_i$ – відповідно потужності і коефіцієнти фільтрації шарів; m – потужність зони аерації ($m = m_1 + m_2 + \dots + m_i$).

При фільтрації з поверхні землі стічних вод, що скидаються з постійною витратою Q в приймач площею F , можуть бути два випадки. Якщо $q \leq k$, де k – коефіцієнт фільтрації порід зони аерації у разі однорідного розрізу, а $q = Q/F$, то стічні води, що потрапляють на поверхню землі, повністю підуть на фільтрацію, не утворивши на поверхні стовпа води ($H_0 = 0$). В цьому випадку час досягнення стоками рівня ґрунтових вод можна визначити з формули

$$t = mn / \sqrt[3]{q^2 k}. \quad (4.8)$$

Якщо $q > k$, то на поверхні землі утворюється стовп стічних вод $H_0 = f(t)$, що змінюється в часі, й час фільтрації до рівня ґрунтових вод можна визначити за формулою

$$t = \frac{m}{\frac{(1-n)k}{2n} + \sqrt{\frac{(1-n)^2 k^2}{4n^2} + \frac{qk}{n}}} \quad (4.9)$$

Якщо розріз неоднорідний і складається з декількох шарів з різними фільтраційними властивостями, то приблизно час фільтрації можна оцінити таким чином. Якщо коефіцієнти фільтрації кожного шару більше q , то неоднорідний розріз приводиться до однорідного за допомогою формули (4.7) і розрахунок часу фільтрації виконується за формулою (4.8) при підстановці в неї замість k значення $k_{\text{ср}}$. Так само діють, якщо коефіцієнти фільтрації кожного шару менше q . Але в цьому випадку час розраховують по формулі (4.9). Нарешті, якщо для одних шарів $k > q$, а для інших $k < q$, то і час проходження забруднених вод визначається як для кожного шару: для шарів $k > q$ за формулою (4.8), для шарів з $k < q$ за формулою (4.9), і потім набуті значення підсумовуються.

4.2.2 Оцінка витрати фільтрованих стічних вод

Витрата $Q_{\text{ф}}$ сховища лінійної форми на одиницю його довжини визначається за формулою

$$q_{\phi} = kmH_0 / \Delta L, \quad (4.10)$$

де H_0 – висота стовпа стічних вод у сховищі; k і m – відповідно коефіцієнт фільтрації і потужність водоносного горизонту у разі однорідного за фільтраційними властивостями пласта. У формулі (4.10) величина ΔL для однорідного водоносного пласта дорівнює:

$$\Delta L = B - \frac{2m}{\pi} \ln \operatorname{sh}[\pi B / (2m)]; \quad (4.11)$$

для двошарового пласта

$$\Delta L = \sqrt{\frac{k_2 m_2 m_1}{k_1}} \operatorname{cth} \left(B \sqrt{\frac{k_1}{k_2 m_2 m_1}} \right), \quad (4.12)$$

де k_1 і m_1 – параметри верхнього шару; k_2 і m_2 – параметри нижнього шару; при $B/m_2 > 20 \div 30$

$$\Delta L \approx \sqrt{k_2 m_2 m_1 / k_1}, \quad (4.13)$$

де B – половина ширини сховища.

Для сховищ круглої форми радіусу R_k , витрата на фільтрацію визначається таким чином: для однорідного водоносного пласта

$$Q_{\phi} = kmH_0 / [0,366 \lg(R / R_k)], \quad (4.14)$$

де R – відстань від центру сховища до контуру живлення водоносного горизонту (річки);

для двошарового пласта

$$Q_{\phi} = 2\pi k_2 m_2 H_0 / [\theta(\lambda)], \quad (4.15)$$

де $\theta(\lambda) = I_0(\lambda) / [\lambda I_1(\lambda)]$; $\lambda = R_k \sqrt{k_1 / (k_2 m_2 m_1)}$; I_0 і I_1 функції Бесселя уявного аргументу відповідно нульового та першого порядку; при $R_k > 5 \sqrt{k_2 m_2 m_1 / k_1}$ маємо $I_0(\lambda) \approx I_0(\lambda)$, і тоді

$$Q_{\phi} \approx 2\pi k_2 m_2 H_0 R_k \sqrt{k_1 / k_2 m_2 m_1}. \quad (4.16)$$

4.2.3 Оцінка дальності розповсюдження забруднених вод

Після фільтрації стічних вод у водоносний горизонт починається їх рух по пласту разом з підземними водами. Швидкість руху забруднених вод при їх фільтрації зі сховища витягнутої форми вниз у потоці оцінюється за формулою [23]

$$v_{\ddot{A}} = q_{\phi} / (2mn) + v_e / n \quad (4.17)$$

де q_{ϕ} – фільтраційні витрати на одиницю довжини сховища, м³/д;

n – пористість водоносних порід;

m – середня потужність водоносного горизонту;

$v_e = ki_e$ – швидкість фільтрації природного потоку підземних вод;

i_e – уклон природного потоку підземних вод.

Відстань x , на яку перемістяться забруднені води за час t , дорівнює:

$$x = v_{\ddot{A}} t. \quad (4.18)$$

Якщо сховище має круглу форму (в цьому випадку сховище може бути замінене круговою галереєю з витратою, рівною витраті стоків, що фільтруються зі сховища), відстань x , на яку перемістяться забруднені води по пласту за час t під впливом фільтраційних витрат зі сховища (Q_{ϕ}) і природного руху підземних вод v_e , приблизно визначається за формулою

$$x = \sqrt{R_k^2 + Q_{\phi} t / (\pi m)} + v_e t / n - R_k, \quad (4.19)$$

де R_k – відстань від центра сховища до контуру живлення водоносного горизонту.

Вгору за потоком підземних вод розповсюдження забруднення обмежене.

Використовуючи формули (4.17) – (4.18), можна оцінити час, за який забруднені підземні води досягнуть найближчих водоймищ і водотоків, в які розвантажуються підземні води.

4.3 Забруднення підземних вод при зрошуванні водою з тваринницьких комплексів

4.3.1 Загальні положення і схематизація прогнозів

На тваринницьких комплексах накопичується величезна кількість відходів (гною), утилізація яких є складною проблемою. В основному тваринницькі відходи використовуються в розбавленому виді для зрошування сільськогосподарських угідь, при цьому можливе забруднення природного середовища і перш за все підземних вод. Забруднення підземних вод, у свою чергу, може призвести до виходу з ладу водозабірних споруд, до забруднення річок і водоймищ, які дренують ґрунтові води. Таким чином, можливість використання тваринницьких стоків для зрошування в значній мірі визначається їх забруднюючим впливом на ґрунтові води. Цей чинник часто є вирішальним при проектуванні тваринницьких комплексів.

При зрошуванні тваринницькими стоками в підземних водах можуть виникнути забруднення двох видів – нітратне і бактеріальне. Нітратне забруднення є стійким, бактеріальне – нестійким, з розрахунковим часом виживаності бактерій в підземних водах 300 діб.

Прогноз якості підземних вод включає оцінки: часу досягнення стічних вод, які фільтруються з поверхні землі, рівня ґрунтових вод; концентрації забруднювальних речовин в підземних водах; розтікання забруднених підземних вод від полів, які зрошуються.

Тваринницькі стоки виносяться на поля зрошування розбавленими. Ступінь розбавлення і норми внесення визначаються агротехнічними умовами об'єкту зрошування. Поливи проводяться зазвичай протягом вегетаційного періоду (травень-липень). Баланс стоку, який вноситься на зрошуванні поля разом із стоками забруднюючих (живильних) речовин можна представити таким чином:

$$Q = Q_p + Q_n + Q_B + Q_\phi, \quad (4.20)$$

де Q – загальна кількість речовин, які вносяться на поля зрошування; Q_p – кількість речовин, які засвоюються рослинами; Q_n – кількість речовин, які залишаються в ґрунті і зоні аерації; Q_B – кількість речовин, які переходять у повітряне середовище; Q_ϕ – кількість речовин, які фільтруються через зону аерації до рівня ґрунтових вод і які обумовлюють їх забруднення.

Таким чином, для прогнозу забруднення підземних вод під зрошуваними полями необхідно знати значення Q_ϕ . Проте, після багатьох випадків, окрім Q_p , жодна з решти величин не буває відома, а їх визначення пов'язане з великими труднощами. Тому можна допустити, що

$$Q_{\phi} \approx Q - Q_p. \quad (4.21)$$

За літературними даними, значення Q_p складає близько 60-80 % первинної кількості забруднювальної речовини в стічних водах (стосовно нітратного азоту), які подаються на зрошення, і залежить від виду вирощуваної культури.

Нехай поле зрошення має форму прямокутника із сторонами L , S і площею F , сторона L співпадає з напрямом природного потоку ґрунтових вод. Швидкість фільтрації природного потоку підземних вод $v_e = ki_e$. Середня потужність горизонту ґрунтових вод рівна h , пористість водоносних порід n , фоновий вміст забруднювальної речовини (нітратів) в ґрунтових водах c_0 .

Щороку поле протягом вегетаційного періоду зрошується стічними водами. Зразковий режим зрошення показаний на рис. 4.2 а. Зрошення проводиться кілька разів з перервами. Загальний об'єм стічних вод, які скидаються, W_{ϕ} . У розрахунках багаторазовий режим поливів замінюється одноразовим (рис. 4.2 б) або дворазовим (рис. 4.2 в) з об'ємом зрошуваних вод W_{ϕ} .

У разі одноразового поливу його тривалість T дорівнює сумі часів окремих поливів, а об'єм W_{ϕ} стічних вод, що скидаються на поля, – сумі об'ємів цих вод в окремі періоди.

При одноразовому режимі зрошення (рис. 4.2 б) маємо:

$$T = \Delta t_1 + \Delta t_2 + \Delta t_3 + \Delta t_4 + \Delta t_5 \quad (4.22)$$

та

$$W_{\phi} = Q_1 \Delta t_1 + Q_2 \Delta t_2 + Q_3 \Delta t_3 + Q_4 \Delta t_4 + Q_5 \Delta t_5. \quad (4.23)$$

Час від кінця поливу в поточному році до початку поливу наступного року складає міжполивний період t_m . У випадку дворазового поливу з тривалістю поливів (T_1 і T_2) об'єми ($W_{\phi 1}$ і $W_{\phi 2}$) стічних вод першого та другого поливів (рис. 4.2 в) складають:

$$T_1 = \Delta t_1 + \Delta t_2; \quad T_2 = \Delta t_3 + \Delta t_4 + \Delta t_5; \quad (4.24)$$

$$W_{\phi 1} = Q_1 \Delta t_1 + Q_2 \Delta t_2; \quad W_{\phi 2} = Q_3 \Delta t_3 + Q_4 \Delta t_4 + Q_5 \Delta t_5; \quad (4.25)$$

$$W_{\phi} = W_{\phi 1} + W_{\phi 2}. \quad (4.26)$$

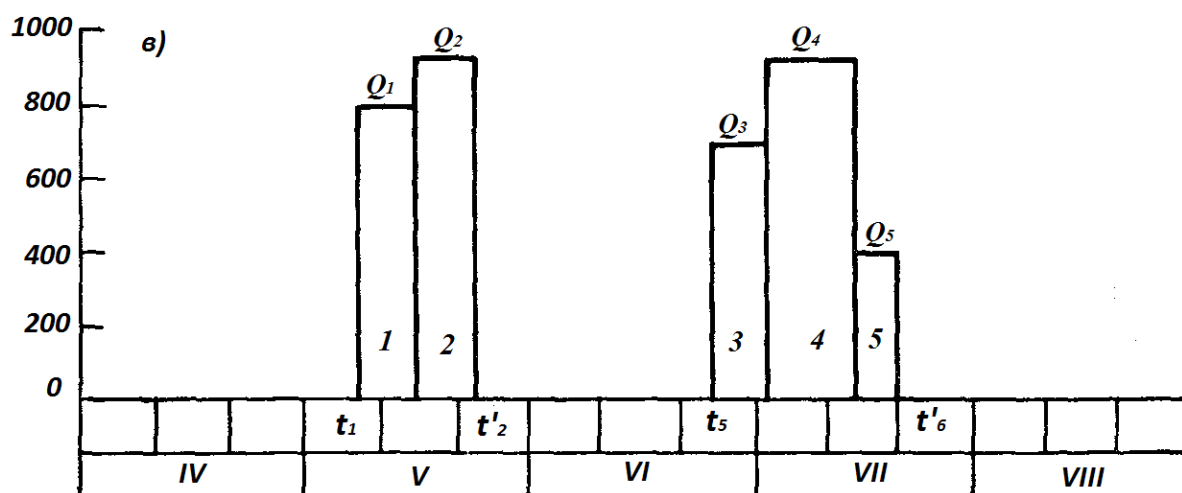
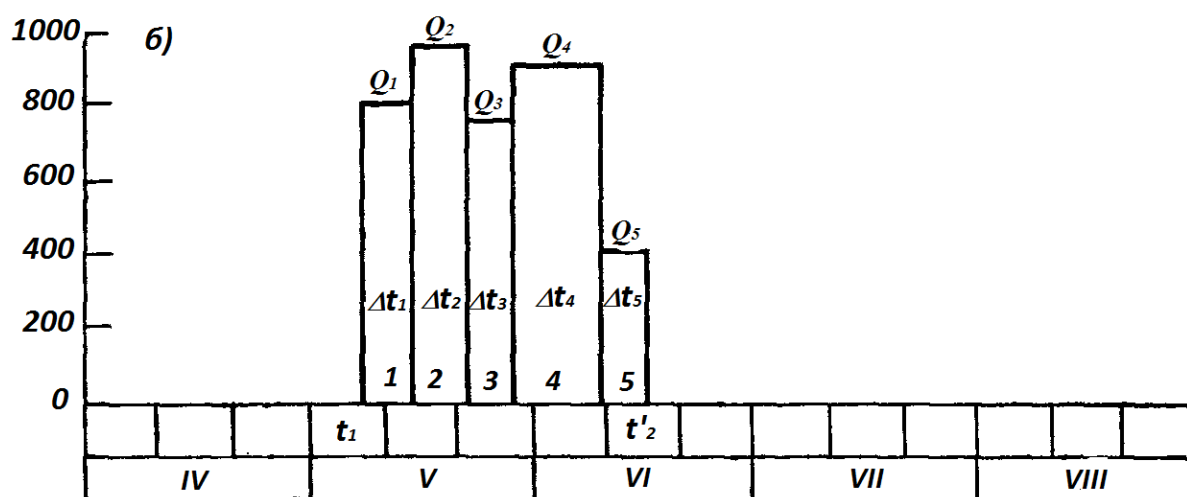
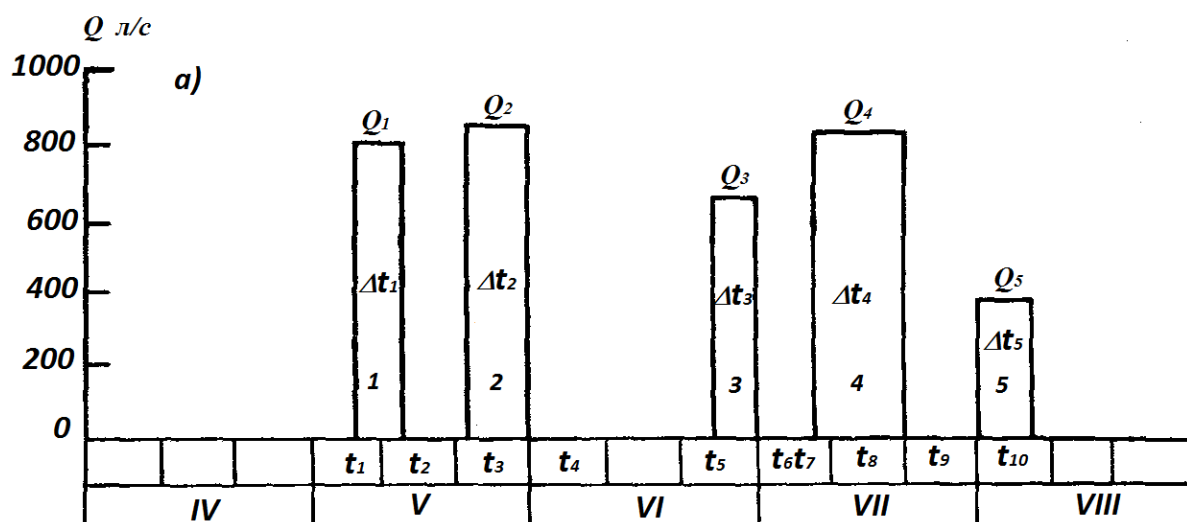


Рис. 4.2 – Наближена схема режиму зрошування тваринницькими стоками (а) і його схематизація одноразовим (б) і дворазовим поливом (в).

а) t_1 – початок поливного періоду, t_{10} – кінець поливного періоду,

$\Delta t_1 = t_2 - t_1$, $\Delta t_2 = t_4 - t_3$, $\Delta t_3 = t_6 - t_5$, $\Delta t_4 = t_8 - t_7$, $\Delta t_5 = t_{10} - t_9$;

б) t_1 – початок поливного періоду, t'_2 – кінець поливного періоду,

$t'_2 = t_1 + \Delta t_1 + t_2 + \Delta t_3 + t_4 + \Delta t_5$;

в) t_1 – початок першого поливу, t'_2 – кінець першого поливу, $t'_2 = t_1 + \Delta t_1 +$

t_2 , t_5 – початок другого поливу, t'_6 – кінець другого поливу, $t'_6 = t_5 + t_3 + t_4 + t_5$.

Час від кінця першого поливу до початку другого поливу дорівнює t_{m1} , час від кінця другого поливу в поточному році до початку першого поливу наступного року складає міжполивний період t_{m2} . Концентрація забруднювальних речовин в поливних водах при першому і другому поливах приймається однаковою.

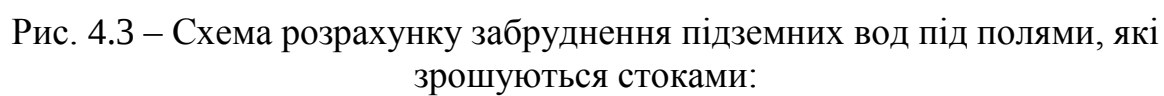
Передбачається, що вся кількість стічних вод, які скидаються на поля W_ϕ фільтрується до рівня ґрунтових вод і потрапляє у водоносний горизонт.

Середня концентрація забруднювальних речовин (нітратів) в стічних водах, які фільтруються, дорівнює c_ϕ . Значення c_ϕ визначається як відношення різниці $Q - Q_p$ до W_ϕ .

Схема розрахунку забруднення підземних вод під впливом зрошування стічними водами така (рис. 4.3). У поливний період стічні води, що подаються на зрошування, фільтруються і змішуються з ґрунтовими водами під полем зрошування, утворюючи в пласті забруднені ґрунтові води. У міжполивний період відбувається віджимання цих вод униз по потоку чистими ґрунтовими водами. У наступний поливний період стічні води, що фільтруються, знову змішуються з ґрунтовими водами під полем зрошування, але тепер останні складаються з двох частин: забруднених вод, що утворилися в перший поливний період, і чистих вод, які частково витіснили за міжполивний період забруднені ґрунтові води. Цей процес продовжується в подальших поливних і міжполивних періодах. Забруднені ґрунтові води можуть розбавлятися за рахунок випадання атмосферних опадів.

4.3.2 Прогноз зміни якості ґрунтових вод

Час (t) досягнення стічними водами (які фільтруються з поверхні землі) рівня ґрунтових вод визначається за формулою (4.8) або (4.9) залежно від співвідношення коефіцієнта фільтрації порід зони аерації і приведеної витрати $q = Q/F$, де $Q = W_\phi/T$. Порівнюючи за часом виживаність бактерій, можна приблизно оцінити, досягнуть чи не досягнуть мікроорганізми рівня ґрунтових вод, а отже, виникне або не



а – перший рік, під час поливу; б – перший рік, кінець поливу; в – перший рік, кінець міжполивного періоду; г – другий рік поливу; д – другий рік, кінець поливу; е – другий рік кінець міжполивного періоду; ж – третій рік, під час поливу; з – третій рік, кінець поливу; є – третій рік, кінець міжполивного періоду, $W_{\text{п}}$, $c_{\text{п}}$ – відповідно об'єм поливних вод та концентрація забруднювальних речовин в них; $c_{\text{р1}}$ – концентрація після першого року поливу.

виникне бактеріальне забруднення у водоносному горизонті під полем зрошування. Зміну концентрації забруднювальних речовин в ґрунтових водах розглянемо для одноразового і дворазового поливів. У випадку одноразового поливу розрахункова залежність для прогнозу зміни в часі концентрації забруднювальних речовин під полем зрошування має вигляд

$$c_j = (W_{\phi}c_{\phi} + W'_0c_{j-1} + W''c_0)/(W_0 + W_{\phi}), \quad (4.27)$$

де c_j , – концентрація забруднювальних речовин в ґрунтових водах під полем зрошування в будь-який j -й рік після початку зрошування;

c_{j-1} – концентрація забруднювальних речовин в ґрунтових водах в попередньому році;

W_0 – загальний об'єм ґрунтових вод під полем зрошування:
 $W_0 = LShn$;

W'_0 – об'єм забруднених ґрунтових вод, що залишилися під полем зрошування після їх витіснення чистими водами в міжполивний період:
 $W'_0 = Shn(L - \chi_m)$;

W''_0 – об'єм чистих ґрунтових вод, яким частково заміщається об'єм забруднених ґрунтових вод за міжполивний період: $W''_0 = Shn_m$,
 $\chi_m = (\nu_e / m)t_m$.

На рисунку точками позначена зона аерації, що залягає над водоносним горизонтом.

Концентрація забруднювальних речовин після поливного періоду в перший рік зрошування дорівнює:

$$c_1 = (W_{\phi}c_0 + W_{\phi}c_{\phi})/(W_0 + W_{\phi}). \quad (4.28)$$

Особливість розрахунків за формулою (4.27) полягає в наступному. Концентрація забруднювальних речовин в ґрунтових водах на подальший рік визначається за концентрацією попереднього року. Отже для прогнозу концентрації забруднення на j -й рік після початку зрошування необхідно виконати попередні $(j-1)$ розрахунки, починаючи з першого року

зрошування. Наприклад, для визначення концентрації на десятий рік після початку зрошування треба знати концентрацію забруднювальних речовин в попередньому, тобто дев'ятому, році. Визначивши за формулою (4.28) концентрацію забруднення в перший рік зрошування, можна за формулою (4.27) послідовно оцінити концентрацію на другий, третій, четвертий і всі подальші роки, включаючи потрібний.

Розглянемо зміну концентрації забруднювальних речовин в ґрунтових водах під полем зрошування з урахуванням атмосферних опадів. Нехай мінімальна кількість річних опадів, що фільтруються, на площі поля зрошування W_a рівна $FH_{\min}\epsilon$, де $H_{\min}$ – мінімальна сума річних опадів, ϵ – коефіцієнт просочування. Концентрація забруднювальних речовин нітратів в атмосферних осіданнях становить c_a .

Вміст забруднювальних речовин в ґрунтових водах на будь-який j -й рік після початку зрошування визначається за формулою

$$c_j = (W_\phi c_\phi + W'_0 c_{j-1} + W''_0 c_0 + W_a c_a) / (W_0 + W_\phi + W_a). \quad (4.29)$$

Після першого року зрошування концентрація забруднювальних речовин під полем зрошування становитиме:

$$c_1 = (W_\phi c_\phi + W_0 c_0 + W_a c_a) / (W_\phi + W_0 + W_a). \quad (4.30)$$

Розрахунок концентрації на n -й рік проводиться аналогічно викладеному вище.

Розрахунок за формулою (4.29) дає менше збільшення концентрації забруднювальних речовин в ґрунтових водах, ніж розрахунок за формулою (4.28), що обумовлено розбавленням ґрунтових вод атмосферними опадами, які фільтруються.

У разі дворазового зрошування в році концентрація забруднювальних речовин після першого поливу в перший рік зрошування дорівнює:

$$c'_1 = (W_0 c_0 + W_{\phi 1} c_\phi) / (W_0 + W_{\phi 1}); \quad (4.31)$$

концентрація забруднювальних речовин в n -й рік після першого поливу цього року

$$c'_j = \frac{S v_e h t_{m_2} c_0 + S(L - v_e t_{m_2} / n) h n c''_{j-1} + W_{\phi 1} c_\phi}{W_0 + W_{\phi 1}} \quad (4.32)$$

концентрація забруднювальних речовин в j -й рік після другого поливу цього року

$$c_j'' = \frac{S v_e h t_{m_2} c_0 + S(L - v_e t_{m_2} / n) h n c_{j-1}'' + W_{\phi 2} c_{\phi}}{W_0 + W_{\phi 2}} . \quad (4.33)$$

Для визначення концентрації забруднювальних речовин в ґрунтових водах за який-небудь рік необхідно виконати послідовно, починаючи з першого року, розрахунки значень c_j' і c_j'' на кожен рік. Наприклад, якщо необхідно оцінити забруднення ґрунтових вод на п'ятий рік після початку зрошування стічними водами, то спочатку за формулою (4.32) треба визначити концентрацію забруднювальних речовин в перший рік після першого поливу, а потім за формулами (4.32) і (4.33) послідовно розрахувати значення c_1'' , c_2' , c_2'' , c_3' , c_3'' , c_4' , c_5' , c_5'' . Таким чином, концентрація забруднювальної речовини в ґрунтових водах на якийсь період розраховується по концентрації в попередній період.

Порівняння результатів розрахунків концентрації забруднювальних речовин в ґрунтових водах при одноразовому і дворазовому поливах показало, що вони розрізняються незначно. Тому, для наближених прогнозів можна прийняти, що полив стічними водами проводять один раз (у один період) з тривалістю, рівною сумарній тривалості всіх поливів, і об'ємом стічних вод, рівною сумарному об'єму зрошування окремих поливів.

Розтікання забруднених підземних вод від поля зрошування обумовлене в основному природним стоком підземних вод (за відсутності водозабірних свердловин). Забруднювальні речовини, що містяться в стічних водах, які подаються на зрошування, потрапляють перш за все в перший від поверхні водоносний горизонт (горизонт ґрунтових вод) і забруднюють його. Забруднені підземні води під полем зрошування розповсюджуються вниз за потоком. Вгору за потоком і в бічні сторони від поля зрошування їх розповсюдження обмежене.

Відстань x_0 , яку проходять забруднені води протягом кожного року (365 діб) вниз за потоком, можна визначити таким чином

$$x_0 \approx \kappa i_e 365 / n . \quad (4.34)$$

Концентрація забруднювальних речовин c в ґрунтових водах на відрізку x_0 береться умовно рівною концентрації, розрахованій за формулою (4.28) або (4.29). По відомих значеннях x_0 та c будується стрічка

току, що складається з послідовних відрізків (смуг) x_0 з наростаючою концентрацією в них забруднювальних речовин (рис. 4.4).

Довжина цієї стрічки на j -й рік після початку зрошування складе

$$x_j = x_0 j, \quad (4.35)$$

а ширина стрічки визначиться поперечними розмірами (уперек потоку) поля зрошування (в даному випадку шириною S).

Уклон i_e визначається по карті ізогіпс, яка будується на основі спостережень за рівнем ґрунтових вод, які проводяться за даними наглядових свердловин в районі ділянки зрошування.

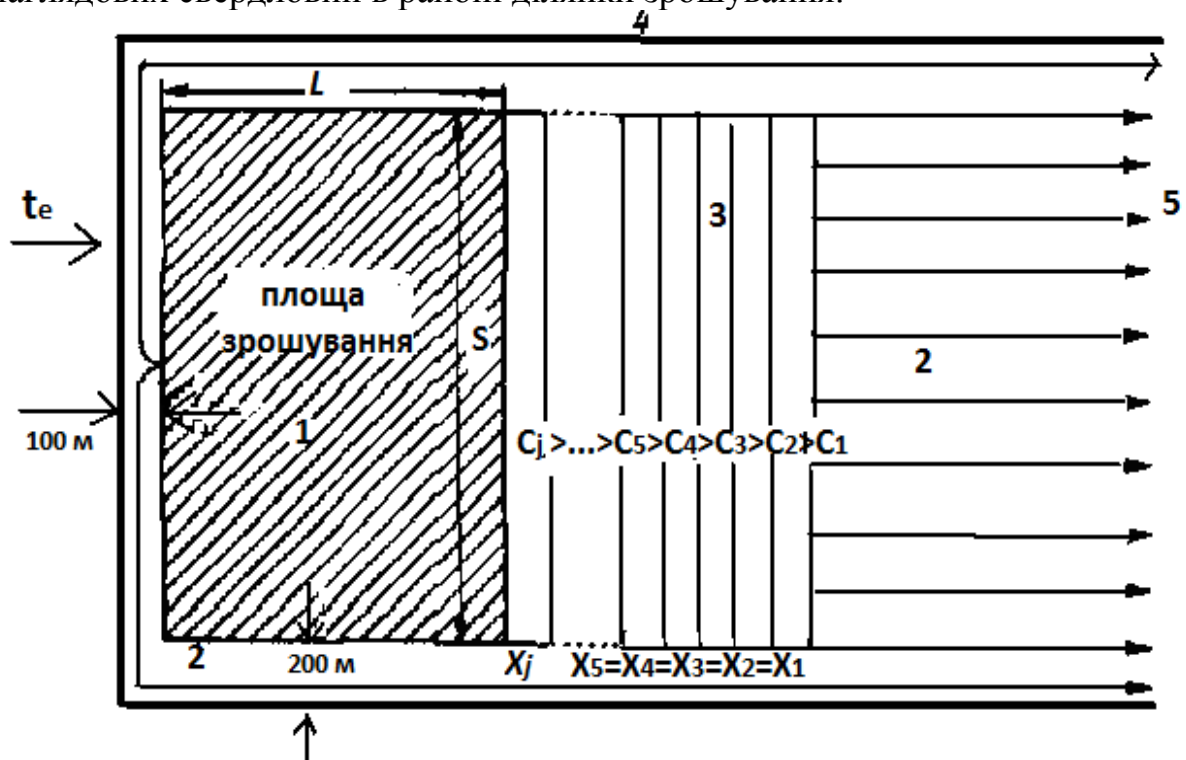


Рис. 4.4 – Схема площі зрошування і області розтікання забруднених підземних вод.

1 – площа (поле) зрошування; 2 – область розтікання забруднених підземних вод за напрямом потоку; 3 – стрічка забруднених підземних вод усередині області розтікання, що складається із смуг різної концентрації; 4 – санітарний контур, що обмежує область розтікання забруднених підземних вод; 5 – лінії течії всередині області розтікання.

Якщо відома відстань L від краю поля зрошування вниз за потоком до річки (або іншої дренажної системи), в яку розвантажуються ґрунтові

води, то можна оцінити через скільки років забруднювальна речовина досягне цієї річки:

$$t = L / x_0. \quad (4.36)$$

Дальність розповсюдження забруднювальних речовин вгору за потоком і в бічні сторони приблизно можна прийняти відповідно 100 та 200 м. Таким чином, область розповсюдження забруднювальних речовин від поля зрошування в природних умовах необмежено тягнеться вниз за потоком і обмежена умовним (санітарним) контуром збоку і вгору за потоком.

4.4 Оцінка граничного вмісту токсичних сполук в накопичувачах промислових рідких відходів з позицій охорони підземних вод

Від вмісту забруднювальних речовин в рідких відходах, що скидаються в накопичувачі, залежить їх вміст в підземних водах. Тому питання про регулювання вмісту забруднюючих і, особливо, токсичних речовин в цих відходах має важливе практичне значення.

Граничний вміст токсичних сполук в промислових рідких відходах в накопичувачах визначається виходячи з того, що вміст цих сполук в підземних (грунтових) водах під накопичувачем, на кінець терміну його експлуатації, не повинний перевищити задану максимальну межу.

Максимальний вміст токсичних сполук в підземних водах може бути прийняте рівним 10 ГДК, де ГДК – гранично допустима концентрація речовини в питних водах. Нижнім значенням можливого вмісту токсичних сполук в підземних водах може бути їх ГДК. Але в цьому випадку буде потрібно дуже невелике значення гранично допустимого вмісту цих сполук у відходах в накопичувачах, що технічно може виявитися нездійсненним. Тому в різних ситуаціях як максимальний вміст токсичних сполук в підземних водах може вибиратися значення від ГДК до 10 ГДК. Слід підкреслити, що це відноситься до області водоносного горизонту поблизу джерел забруднення і за межами впливу водозабірної споруди.

Вміст забруднювальної токсичної речовини понад 10 ГДК відповідає випадку екстремального забруднення підземних вод.

Таким чином, як максимальний вміст токсичних сполук в підземних водах значення 10 ГДК обрано для того, щоб не допустити переходу забруднення підземних вод в екстремальний ступінь.

Фільтраційні втрати з накопичувачів стоків, за оцінками різних авторів, складають 12-24 % витрати (об'єму) стічних вод, що скидається в

них. Як розрахункова витрата фільтраційних втрат приймається значення, що дорівнює 20 % витрати стічних вод, які скидаються в накопичувач.

Фільтрація стічних вод з накопичувача відбувається не тільки під час його експлуатації, тобто протягом періоду скидання в нього відходів і його заповнення, але і протягом деякого часу навіть після припинення скидання в нього відходів. За літературними даними, час, протягом якого відбувається ще помітна фільтрація стічних вод навіть після припинення скидання відходів в накопичувач, складає 3-7 років, в середньому 5 років. Тому розрахунковий термін T (в роках) нарощування концентрації речовини в підземних водах під накопичувачем береться рівним $t_0 + 5$, де t_0 – термін роботи накопичувача (час, протягом якого проводитиметься скидання відходів в накопичувач).

Задана максимальна концентрація забруднювальної речовини в підземних водах, виходячи з якої знаходиться гранична концентрація токсичних з'єднань у відходах в накопичувачі, визначається з урахуванням змішення стічних вод з підземними водами під накопичувачем і віджимання суміші забруднених вод природним потоком підземних вод.

Приймається наступна спрощена схема цього процесу. Накопичувач схематизується у вигляді квадрата, одна із сторін якого орієнтована по напрямку потоку підземних вод. Річний об'єм стічних вод, що фільтруються, потрапляє у водоносний горизонт на самому початку року, а потім протягом року відбувається віджимання суміші забруднених вод природним потоком підземних вод. На початку наступного року черговий річний об'єм стічних вод, що фільтруються, змішується з тією, що залишилася під накопичувачем від попереднього року, частиною об'єму забруднених вод і об'ємом чистих підземних вод, що знов надійшли з природним потоком. Після змішування відбувається протягом року віджимання природним потоком підземних вод об'єму забруднених вод, що утворився, і далі до кінця розрахункового терміну T . У вказаній схемі передбачається, що довжина шляху, який проходять підземні води по пласту за 1 рік, значно менша довжини сторони накопичувача, що має місце в більшості випадків, оскільки швидкість руху підземних вод зазвичай мала, а розміри накопичувачів значні. Шлях, який підземні води проходять за рік, складає 30-150 м, тоді як сторона накопичувача може бути завдовжки від декількох сотень метрів до 3 км.

Стічні води, що фільтруються з накопичувача, забруднюють перш за все, верхню частину водоносного горизонту, а потім забруднення розповсюджується вглиб. У водоносних пластах невеликої потужності забруднення захоплює всю потужність водоносного горизонту, а в горизонтах великої потужності – переважно його верхню і середню частини. Тому приймається, що змішування стічних вод, які фільтруються з накопичувача, з підземними відбувається по всій потужності

водоносного горизонту, якщо вона не перевищує 20 м, на 80 % потужності, якщо вона складає 20-40 м, і на 70% потужності, якщо вона перевищує 40 м. При розрахунку концентрації забруднюючих сполук у водоносному горизонті не враховуються відмінності фізичних властивостей (густина, в'язкість) стічних і підземних вод і фізико-хімічні процеси взаємодії між водами і породами.

Розрахункова формула для визначення граничного змісту C_n (мг/дм³) токсичних з'єднань в промислових відходах в накопичувачах визначена на основі рішення, яке використовувалось для прогнозу концентрації забруднювальних речовин в підземних водах унаслідок фільтрації з поверхні землі стічних вод, використовуваних для зрошування. У цьому рішенні для спрощення розрахунків криволінійна залежність концентрації речовини в підземних водах від часу заміненя прямолінійною. З урахуванням цього спрощення розрахункова формула набуває вигляду

$$C_n = \left\{ c_{\max} (amL^2n + 0,2W) - \right. \\ \left. - aLm[\bar{x}_0c_0 + (Ln - \bar{x}_0)(c_{\max} - c_0)(1 - 1/T)] \right\} / (0,2W), \quad (4.37)$$

де $c_{\max}$ – максимальна задана концентрація токсичної речовини в підземних водах під накопичувачем, мг/дм³; c_0 – вміст токсичної речовини в підземних водах в природних умовах, мг/дм³; m – потужність водоносного горизонту, м; a – безрозмірний коефіцієнт урахування потужності водоносного горизонту при змішуванні стічних вод, що фільтруються, з підземними водами: $a=1$ при $m \leq 20$ м, $a=0,8$ при $20\text{м} < m \leq 40\text{м}$, $a = 0,7$ при $m > 40\text{м}$; L – довжина сторони накопичувача, м; n – пористість водоносних порід, безрозмірна величина; W – річний об'єм стічних вод, що скидаються в накопичувач, м³; $0,2W$ – річний об'єм стічних вод, що фільтруються з накопичувача, м³; $\bar{x}_0 = 365 \kappa i_0$, м; κ – коефіцієнт фільтрації водоносних порід, м/д; i_0 – уклон природного потоку підземних вод, безрозмірна величина; $T=t_e+5$ – розрахунковий час (число років), на кінець якого концентрація токсичної речовини в підземних водах не повинна перевищити значення $c_{\max}$; t_0 – час експлуатації накопичувача, рік.

Якщо вміст токсичної речовини в підземних водах в природних умовах настільки малий, що можна взяти $c_0 \approx 0$, то формула (4.37) матиме вигляд

$$C_n = \left\{ c_{\max} [(amL^2n + 0,2W) - amL(Ln - \bar{x}_0)(1 - 1/T)] \right\} / (0,2W) . \quad (4.38)$$

Необхідні для розрахунків значення початкових параметрів W , L і t_e беруться з проекту накопичувача. Значення $c_{\text{макс}}$ задається в інтервалі від ГДК до 10 ГДК. Значення гідрологічних параметрів m , n , k , i_e і c_0 беруться з матеріалів гідрогеологічних та інженерно-геологічних досліджень в районі накопичувача (якщо такі проводилися), наявних в проектній організації, або з матеріалів гідрогеологічних досліджень в даному районі, наявних в територіальній геологічній організації.

4.5 Умови забруднення підземних вод на ділянці водозабору

Забруднені річкові води погіршують якість прісних підземних вод в річкових долинах, особливо на ділянках водозабірних споруд. Проникнення морських вод приводить до засолення прибережних водоносних горизонтів [11]. Такі негативні моменти впливу взаємозв'язку поверхневих і підземних вод змінюють якість останніх. Проте, у цілому ряді випадків поверхневі води покращують якість мінералізованих підземних вод. Так, при експлуатації підруслових лінз прісних підземних вод, оточених солоними підземними водами, відбувається опріснення солоних вод і збільшення площі прісних підземних вод за рахунок підтоку прісних річкових вод.

Особливо зростає роль екологічних аспектів дослідження підземних вод при їх використанні для забезпечення споживання води різними галузями господарства. Водозабір води здійснюється за допомогою водозабірних споруд. Водозабірні споруди повинні забезпечувати надходження води у водовід (трубопровід, тунель, канал) у заданій кількості та необхідної якості.

Водозабір підземних вод – це гідротехнічна споруда для забору підземних вод і подачі їх у водопровідні та інші водогосподарські системи [23]. Вибір ділянки для заклання водозабору підземних вод зумовлюється геолого-гідрологічними умовами району, відстанню від міста користування водою, тощо. Залежно від умов та призначення вони поділяються на вертикальні, горизонтальні та каптажні (для джерел). Вертикальні водозабори будуються при глибокому заляганні водоносних як напірних, так і безнапірних вод. Конструктивно водозабори поділяються на свердловини і шахтні колодязі. Свердловини найчастіше використовуються для централізованого водопостачання. Для підйому води із свердловини використовують занурені насоси. Шахтні колодязі (криниці) використовуються для задоволення невеликих потреб. *Якщо водозабірні споруди прорізають водоносний шар на всю товщу, вони називаються досконалими. Коли ж водозабірні споруди не досягають водотриви, то вони називаються недосконалими.*

Характер руху забруднених підземних вод до ділянки водозабору залежить від різних чинників: типу водозабірної споруди, граничних умов водоносного горизонту, наявності або відсутності природного руху підземних вод, фільтраційної неоднорідності порід (у плані і за розрізом). Найважливішим чинником є природний рух підземних вод, що визначає розміри області живлення (області захоплення) водозабірної споруди. Під областю живлення розуміють площу водоносного горизонту, в межах якої лінії току підземних вод направлені безпосередньо до водозабірної споруди. Поза областю живлення лінії току минають водозабірну споруду.

Умови забруднення підземних вод на ділянці водозабору принципово розрізняються залежно від наявності або відсутності природного руху підземних вод, який характеризується швидкістю фільтрації $v_e = \kappa i_e$. За відсутності природного руху підземних вод (умови басейну, $v_e = 0$) область живлення водозабірної споруди розповсюджується на весь пласт і рух підземних вод до ділянки водозабору походить з будь-якої точки пласту. Тому, якщо в такому пласті містяться забруднені води, то вони рано чи пізно досягнуть водозабірної споруди. В цьому випадку умови забруднення підземних вод на ділянці водозабору визначатимуться часом просування до нього забруднених вод і подальшою зміною якості води на водозабірній споруді. За наявності природного руху підземних вод (умови потоку, $v_e \neq 0$) в пласті формується локалізована область живлення, що примикає до водозабірної споруди, й відокремлюється від решти частини водоносного пласта нейтральною лінією току. Область живлення водозабірної споруди по осі x обмежена вододільною точкою A вниз за потоком і необмежено тягнеться вгору за потоком. Під довжиною області живлення x_A розуміється відстань від водозабірної споруди до точки A . Ширина області живлення збільшується вгору за потоком підземних вод, в точці A вона дорівнює нулю. Довжина й ширина області живлення визначає її розміри. Розміри області живлення і, перш за все, положення точки A залежать від співвідношення відбору води і витрати природного стоку, виду водозабірної споруди і граничних умов водоносного горизонту. Чим більше витрата водозабірної споруди і менше швидкість фільтрації природного стоку підземних вод, тим більше розміри області живлення, і, навпаки, область живлення тим менше, чим менше витрата водозабірної споруди і більше швидкість природного стоку підземних вод.

Відзначимо, що поняття «область живлення» і «область впливу» водозабірної споруди мають різний сенс. Якщо область живлення характеризує площа водоносного горизонту, по якій підземні води рухаються до водозабірної споруди, то область впливу характеризує площа водоносного горизонту, на якій відбувається зниження рівня підземних вод унаслідок їх відбору. В умовах басейну ці області

співпадають, а в умовах потоку область живлення складає частину області впливу. У загальному випадку область живлення менше області впливу.

Можливість забруднення підземних вод па ділянці водозабору залежить від того, чи захоплюється зона забруднених вод областю живлення водозабірної споруди. Надходження забруднених вод до водозабірної споруди можливо тільки у тому випадку, коли вони виявляються всередині її області живлення. Інакше забруднені води не потраплять до водозабірної споруди. Таким чином, прогноз якості підземних вод на ділянці водозабору за наявності в пласті забруднених або природних некондиційних вод включає визначення: 1) можливості захоплення забруднених вод областю живлення водозабірної споруди; 2) часу підтягування забруднених вод до ділянки водозабору; 3) зміни якості води на водозабірній споруді після початку підтягування до нього забруднених вод і їх змішування з чистими підземними водами.

Необхідність виконання всіх трьох оцінок або деяких з них залежить від конкретних умов. Так, якщо доведено, що область живлення не захоплює зону забруднених або природних некондиційних вод і, отже, ці води взагалі не можуть підтягуватися до водозабірної споруди, то дві інші оцінки вже не мають сенсу. Якщо область живлення захоплює забруднені води, то повинна бути виконана оцінка часу підтягування до водозабірної споруди перших порцій забруднених вод. В результаті такої оцінки може опинитися, що час підтягування забруднених вод більше терміну роботи водозабірної споруди (або терміну, на який розраховані експлуатаційні запаси). Тоді відпадає необхідність виконання оцінок зміни в часі якості води на водозабірній споруді внаслідок змішування чистих підземних вод і забруднених вод, що підтягаються. І навпаки, якщо час підтягування перших порцій забруднених вод менше терміну роботи водозабору, то повинні бути виконані оцінки зміни в часі (на період терміну роботи водозабірної споруди) якості відібраної води.

Викладене відноситься до умов наявності природного потоку підземних вод. Якщо ж природний потік відсутній або він настільки малий, що їм можна знехтувати, то прогноз якості води на водозабірній споруді зводиться до оцінок часу підтягування забруднених вод і подальшої зміни в часі якості відібраної води.

Основними типами централізованих водозаборів є артезіанські водозабори платформних областей і водозабори річкових долин. Відповідно, найбільш частими типовими схемами водоносних горизонтів є необмежений за площею водоносний горизонт і напів-обмежений за площею водоносний горизонт з контуром постійного натиску. Для другої схеми в розділі 5 наводяться основні розрахункові залежності. Аналітичні рішення отримані для найбільш простих випадків. У складних гідрологічних умовах використовуються графоаналітичні методи і моделювання.

5 ВЗАЄМОЗВ'ЯЗОК ЯКОСТІ ПІДЗЕМНИХ І ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

5.1 Вплив підтоку некондиційних вод на якість підземних вод на водозабірних спорудах

Розглянемо водозабір, що експлуатує підземні води в річковій долині. Водонесний горизонт гідравлічно пов'язаний з річкою, русло річки прорізає водонесний горизонт на всю його потужність, тобто зв'язок річки і водонесного горизонту «досконалий». Розглядається водозабір двох типів: поодинокі свердловина (або група компактно розташованих на площі свердловин) і лінійний ряд свердловин, паралельний руслу річки. Свердловини обладнані на всю потужність водонесного горизонту [7].

Умови підтягування забруднених вод до водозабору залежать від наявності або відсутності природного потоку підземних вод. Це повною мірою відноситься і до водозабору, що відбирає підземні води в річковій долині. Підтік некондиційних річкових вод до водозабору і особливості зміни якості відібраної води розглядаються для умов басейну (природний потік підземних вод відсутній і швидкість фільтрації v_e дорівнює нулю) і умов потоку (є природний потік підземних вод і $v_e \neq 0$).

5.1.1 Поодинокий водозабір

Свердловина (або компактна група свердловин) розташована на осі x на відстані d від річки; вісь y співпадає з берегом річки. Дебіт водозабору рівний Q , потужність водонесного горизонту m .

Вода в річці некондиційна, тобто непридатна для пиття, вміст забруднювальної речовини (або мінералізація річкової води) складає c_1 . Підземні води прісні, концентрація речовини у воді (або мінералізація води) рівна C_n . У прибережній зоні підземна вода може бути такої ж якості, як річкова (c_1) або як прісна (C_n) вода.

Умови басейну. Розглянемо спочатку умови басейну, тобто коли $v_e = 0$.

Лінії течії, по яких відбувається рух частинок рідини, починаються з берега річки і закінчуються на свердловині. Вісь x є головною лінією течії. Структура ліній течії показана на рис. 5.1.

Геометрично лінії течії в умовах басейну – кола, центри яких лежать на осі y ; головна лінія (вісь x) – коло нескінченно великого радіусу.

Підтягування некондиційних вод до водозабору найшвидше відбудеться по осі x – головній лінії току – через час T після початку його роботи

$$T = \left[\pi m d^2 / (3Q) \right] \left[2 + (x_1 / d)^3 - 3x_1 / d \right], \quad (5.1)$$

де n – пористість водоносних порід; x_1 – початкове положення межі некондиційних вод в пласті, ця межа розташовується між водозабором і річкою (рис. 5.1). Якщо межа некондиційних вод співпадає з берегом річки і потрібно розрахувати час їх руху безпосередньо від річки, то, поклавши $x_1=0$, отримаємо

$$T_0 = 2\pi m d^2 / (3Q). \quad (5.2)$$

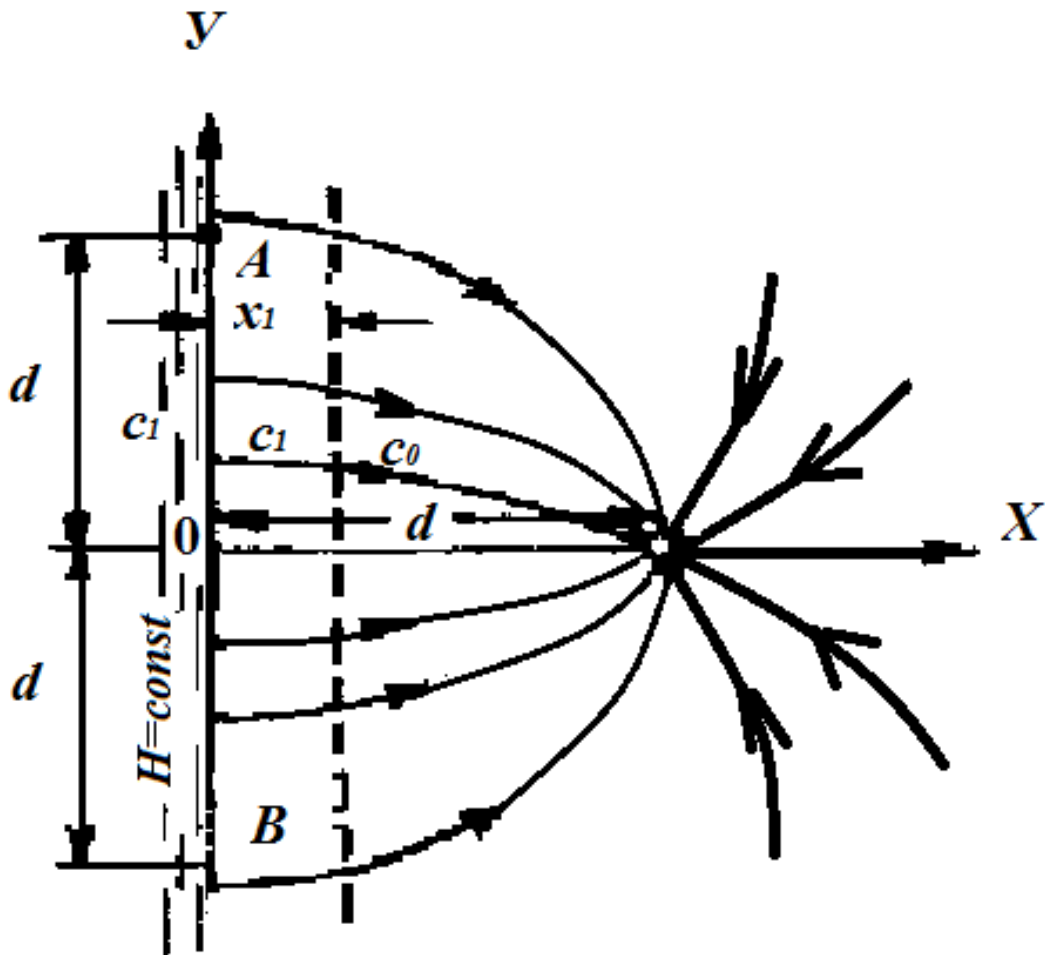


Рис. 5.1 – Схема поодинокого водозабору біля річки в умовах басейну (природний потік підземних вод відсутній і швидкість фільтрації v_e дорівнює нулю)

Час підтягування до водозабору інших частинок рідини з межі некондиційних вод, які не лежать на осі x й характеризуються координатами x_1, y , можна розрахувати за формулою

$$t = \frac{2\pi m d^2}{Q} - \left[1 + \left(\frac{d^2 - y^2 - x_1^2}{2yd} \right) \right] \left\{ \left(1 - \frac{x_1}{d} \right) - \left[-\frac{d^2 - y^2 - x_1^2}{2yd} \arcsin \frac{1}{\sqrt{1 + \left(\frac{d^2 - y^2 - x_1^2}{2yd} \right)^2}} - \arcsin \frac{x_1}{d \sqrt{1 + \left(\frac{d^2 - y^2 - x_1^2}{2yd} \right)^2}} \right] \right\}. \quad (5.3)$$

Якщо межа некондиційних вод співпадає з берегом річки ($x = 0$), то розрахунок часу руху до водозабору від берега річки частинок рідини з ординатами y проводиться за формулою

$$t = \frac{2\pi m d^2}{Q} \left[1 + \left(\frac{d^2 - y^2}{2yd} \right)^2 \right] \times \left[1 - \frac{d^2 - y^2}{2yd} \arcsin \frac{1}{\sqrt{1 + \left(\frac{d^2 - y^2}{2yd} \right)^2}} \right]. \quad (5.4)$$

Половина дебіту водозабору формується за рахунок припливу води з ділянки річки AB , ширина якого складає $2d$. Підставивши у формулу (5.4) значення $y = d$, знайдемо час руху частинки рідини від меж цієї ділянки:

$$t_d = 2\pi m d^2 / Q. \quad (5.5)$$

Після надходження до водозабору перших порцій забруднених вод через час, який можна визначити за формулами (5.1) або (5.2), почнеться їх змішування в свердловині з прісними підземними водами. Якість відібраної води змінюватиметься залежно від витрати забруднених вод, що надходять до водозабору з боку річки, а ця витрата зростатиме із збільшенням ширини фронту забруднених вод, які надходять.

Концентрація речовини у відібраній зі свердловини воді залежно від ширини фронту забруднених вод, що надходять до водозабору, визначається за формулою

$$c = c_0 + [(c_1 - c_0) / \pi] \operatorname{arctg} [2yd / (d^2 - y^2 - x_1^2)]. \quad (5.6)$$

Ордината y характеризує ширину фронту надходження забруднених вод. Задаючи значення y , що зростають в часі, можна отримати концентрації, відповідні цим значенням y . Якщо межа забруднених вод співпадає з берегом річки, то

$$c = c_0 + [(c_1 - c_0) / \pi] \operatorname{arctg} [2yd / (d^2 - y^2)]. \quad (5.7)$$

Підставляючи $y = d$ у формулу (5.7), знаходимо, що у випадку, коли ділянка AB складає ширину фронту надходження забруднених вод, концентрація речовини c_d у відібраній воді (або її мінералізація) дорівнюватиме $0,5 (c_1 + c_0)$.

Прогноз зміни якості води на водозаборі з поодинокі свердловини для умов басейну виконується таки чином: спочатку визначається певна концентрація (наприклад, ГДК) для різних y (ширина фронту надходження забруднених вод), а потім розраховується відповідний час підтягування води з такою концентрацією (при заданому y) до водозабору.

Підставляючи у формулу (5.3) замість виразу $(d^2 - y^2 - x_1^2) / (2yd)$ його значення з формули (5.6), отримуємо залежність, яка дозволяє безпосередньо підрахувати, через який час t концентрація речовини у відібраній зі свердловини воді досягне якого-небудь певного значення, наприклад, гранично допустимої концентрації:

$$t = \frac{2\pi mnd^2}{Q} \left\{ 1 - \frac{x_1}{d} \left| \pi \bar{c} - \arcsin \left(\frac{x_1}{d} \sin \pi \bar{c} \right) \right| \operatorname{ctg}(\pi \bar{c}) \right\} \operatorname{cosec}_2(\pi \bar{c}), \quad (5.8)$$

де $\bar{c} = (c - c_0) / (c_1 - c_0)$, $c_0 < c \leq c_1$, $0 \leq x_1 < d$.

Залежність (5.8) дозволяє також оцінити, яким повинен бути дебіт водозабору, щоб протягом часу t після надходження перших порцій забруднених вод концентрація речовини у воді не перевищувала допустиму норму. Задаючи у формулі (5.8) певні значення концентрації c , знаходимо відповідні ним значення t .

Розрахунки t спрощуються при використанні графіка (рис. 5.2), побудованого на основі формули (5.8). На графіку представлені криві, що характеризують зміну концентрації речовини у воді в часі при різному положенні границі некондиційних вод. По осі ординат відкладається відносний час $\bar{t} = t / \tau$, де $\tau = \pi mnd^2 / Q$, а по осі абсцис – відносна концентрація $\bar{c} = (c - c_0) / (c_1 - c_0)$, яка змінюється від 0 до 1 відповідно

до зміни з c від c_0 до c_1 . Параметром кривих є відношення x_1/d . Значення $\bar{t}$ розраховувалися за формулою (5.8).

З рис. 5.2 видно, що найбільше зростання мінералізації має місце в початковий період змішування в свердловині забруднених та чистих вод. У міру віддалення межі забруднених вод від річки і наближення її до водозабору прискорюється підтягання до нього цих вод. Відмінність в концентраціях, обумовлена різним видаленням свердловини від межі забруднених вод, особливо помітно в початковий період змішування.

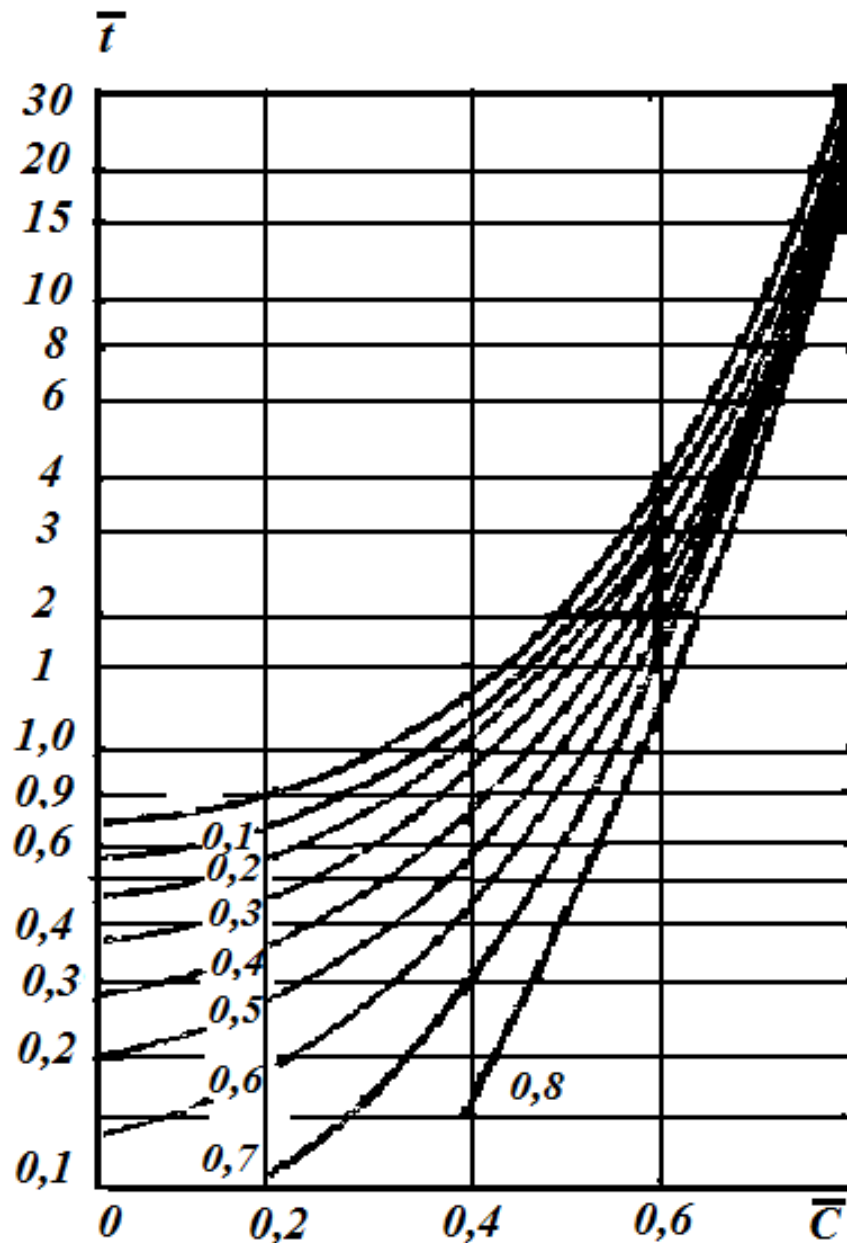


Рис. 5.2 – Залежність $\bar{t} = f(\bar{c}, \bar{x})$ для одиночного басейну водозабору річки в умовах басейну (біля кривих – значення $\bar{x}_1 = x_1/d$)

Для визначення шуканого часу t_1 настання концентрації c_1 за допомогою графіка на рис. 5.2 діють таким чином. Для заданого значення c_1 розраховують значення $\bar{c}_1$. Знаходять точку перетину ординати $\bar{c}_1$ з відповідною кривою x_1/d . З цієї точки проводять горизонтальну пряму до перетину з віссю $\bar{t}$ і в точці перетину знаходять значення $\bar{t}_1$. За набутим значенням $\bar{t}_1$ і відомим значенням τ розраховують час t_1 .

Порівнюємо час підтягування забруднених вод до свердловини біля річки і до свердловини у віддаленні від річки (у не обмеженому за площею водоносному горизонті). Час для першого випадку позначимо через T_p , воно визначається за формулою (5.1); для другого випадку - через T_f воно визначається за формулою

$$T_H = \pi m x_1^2 / Q. \quad (5.9)$$

При розрахунку часу підтягування до свердловини біля річки за формулою (5.1) приймаємо $x < d$, якщо підтягування відбувається з боку річки, та $x > d$, якщо з протилежного боку. Порівняння значень T_p і T_f показало: $T_p / T_f < 1$ при $x < d$ та $T_p / T_f > 1$ при $x > d$.

Зокрема, при русі підземних вод від контуру річки до свердловини і з відмітки d до свердловини в необмеженому пласті $T_p / T_f = 0,66$; при русі підземних вод до свердловини біля річки на таку ж відстань d , але з протилежного боку (з відмітки $x = 2d$) $T_p / T_f \leq 1,33$. Таким чином, наявність контуру постійного напору, яким є, зокрема, річка, обумовлює нерівномірний розподіл швидкостей у фільтраційному потоці підземних вод. З наближенням до свердловини вплив річки слабшає і розподіл швидкостей наближається до рівномірного, як в умовах необмеженого пласта. Навколо свердловини, у радіусі $0,4d$, рух підземних вод відбувається майже так само, як в необмеженому пласті: лінії течії близькі до радіальних прямих. В межах цієї площі час руху частинок рідини до водозабору біля річки можна розрахувати за формулою (5.9) для необмеженого пласта. Середня похибка розрахунків при цьому не перевищить 6 - 8% [23].

Умови потоку. Розглянемо два випадки: потік підземних вод направлений до річки (низхідний потік, коли річка дренує підземні води) і потік направлений від річки (річка живить підземні води).

Потік спрямований до річки. У цих умовах утворюється область живлення водозабору, обмежена вниз по потоку і з бічних сторін, яка необмежено тягнеться вгору по потоку (рис.5.3). Область живлення відділяється від решти частини водоносного горизонту вододільною, або нейтральною, лінією струму MAN. Вододільна точка A на осі x визначає

довжину області живлення вниз по потоку. Всередині області живлення всі лінії струму закінчуються на свердловині; за межами області живлення лінії струму обминають свердловину і закінчуються на контурі річки. Витрата водозабору забезпечується потоком підземних вод усередині його області живлення. За межами області живлення підземні води розвантажуються в річку. Положення вододільної точки A між свердловиною й річкою визначається за формулою

$$x_A = \sqrt{d^2 - Qd / (\pi m v_e)}, \quad (5.10)$$

де $v_e = ki_e$ швидкість фільтрації підземних вод в природних умовах; k – коефіцієнт фільтрації водоносних порід; i_e – уклон природного потоку підземних вод.

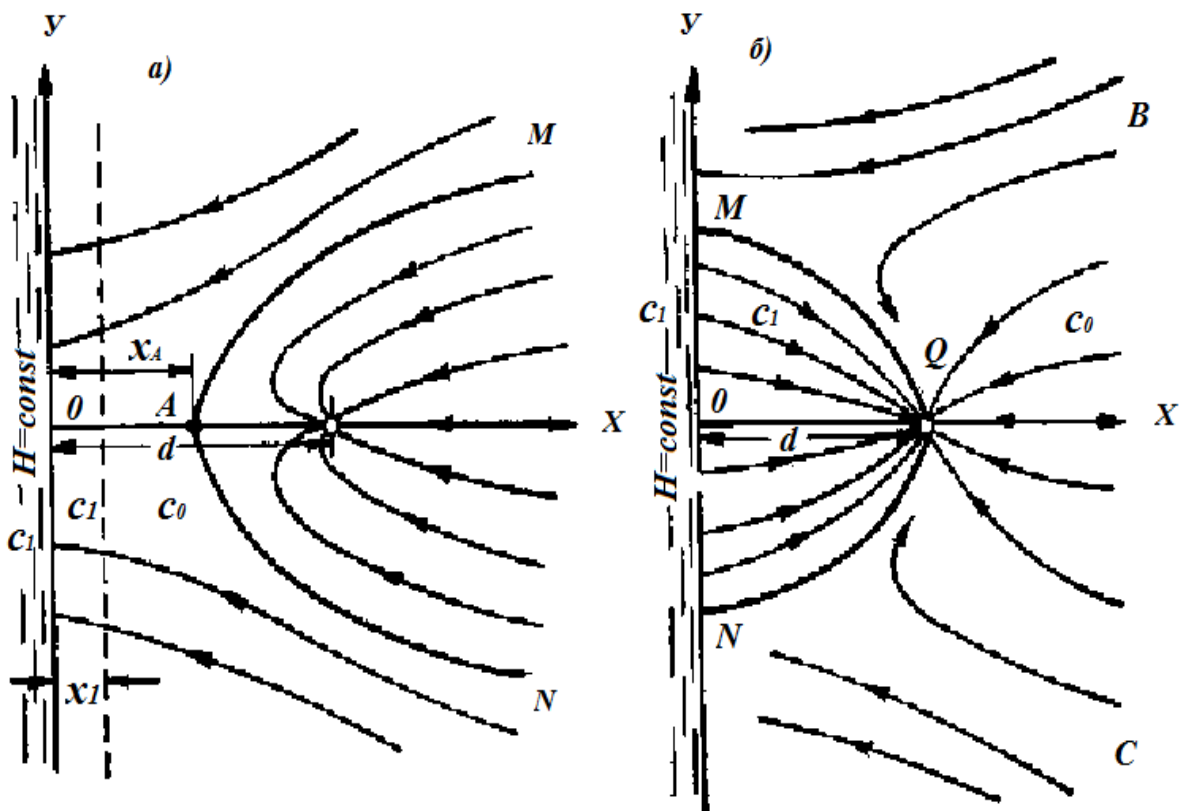


Рис. 5.3 – Схема подиночного водозабору в умовах спрямованого до річки потоку підземних вод

а) – вододільна точка досягає контуру річки; б) – вододільна точка заходить за контур річки

Положення вододільної точки не залишається постійним: при збільшенні дебіту Q вона зміщується у бік річки, а при його зменшенні – у бік свердловини. Поки вододільна точка не досягне річки (рис. 5.3 а), підтоку річкових вод до водозабору не відбудеться.

Критеріями різного положення вододільної точки A на осі x є:
точка A між свердловиною і річкою ($x_A > 0$)

$$Q / (\pi m v_e d) < 1; \quad (5.11)$$

точка A на контурі річки ($x_A = 0$)

$$Q / (\pi m v_e d) = 1; \quad (5.12)$$

точка A зайшла за контур річки ($x_A < 0$)

$$Q / (\pi m v_e d) > 1, \quad (5.13)$$

де x_A – координата точки A на осі x .

Із співвідношення (5.12) можна оцінити *граничний дебіт свердловини, при якому ще не відбудеться підтягування річкових вод до водозабору*:

$$Q_{\text{ПР}} = \pi m v_e d. \quad (5.14)$$

Підтягування забруднених підземних і річкових вод до свердловини можливо тільки в тому випадку, коли ці води будуть захоплені областю живлення водозабору. Якщо, наприклад, смуга забруднених підземних вод, яка примикає до річки й паралельна їй, має ширину x_1 , то підтягування забруднених вод до водозабору можливо тільки при $x_A < x_1$. І, навпаки, при $x_A \geq x_1$ підтягування взагалі не відбудеться. Час підтягування до водозабору забруднених підземних вод, що залягають між ним і річкою, коли вони захоплюються областю живлення, визначається за формулою

$$t = \frac{n}{v_e} \left[x_1 - d + \frac{d^2 - x_A^2}{2x_A} \ln \frac{(x_1 + x_A)(d - x_A)}{(x_1 - x_A)(d + x_A)} \right], \quad (5.15)$$

де x_A обчислюється за формулою (5.10); x_1 – початкове положення в пласті границі забруднених вод.

Коли вододільна точка A перейде за контур річки, почнеться підтягування річкових вод. Область живлення водозабору в цьому випадку

має складну форму і складається з двох частин: одна частина, обмежена лінією MQN, забезпечує приплив вод з річки; інша частина, обмежена лінією BQC, забезпечує приплив підземних вод з протилежного боку (рис. 5.1 б).

Перші порції забруднених вод надійдуть до свердловини від їх початкової межі x_1 через час t :

$$t = \frac{nd}{v_e} \left[\frac{Q}{\pi m v_e \bar{x}_A} \left(\arctg \frac{d}{\bar{x}_A} - \arctg \frac{x_1}{\bar{x}_A} \right) + \frac{x_1}{d} - 1 \right], \quad (5.16)$$

де

$$\bar{x}_A = \sqrt{Qd / (\pi m v_e) - d^2}. \quad (5.17)$$

Підкорінний вираз завжди позитивний, оскільки залежність (5.16), отримана для умови $Q / (\pi m v_e) > d$. Якщо межа забруднених вод співпадає з контуром річки ($x_1 = 0$), то

$$t = \frac{nd}{v_e} \left(\frac{Q}{\pi m v_e \bar{x}_A} \arctg \frac{d}{\bar{x}_A} - 1 \right). \quad (5.18)$$

Порівняємо значення часу підтягування забруднених вод до свердловини, розраховані за формулами (5.18), (5.2) та (5.9), тобто відповідно для свердловини біля річки і направленою до річки потоку, свердловини біля річки в умовах басейну, свердловини в не обмеженому за площею водоносному горизонті в умовах басейну. Початкові дані для розрахунку: $Q = 1000 \text{ м}^3/\text{д}$, $m = 20 \text{ м}$, $n = 0,2$, $d = 200 \text{ м}$, $v = 0,05, 0,01$ і $0,005 \text{ м/д}$. Значення T_p і T_H для цих умов відповідно дорівнюють 502 і 334 діб. Час підтягування забруднених вод з боку річки до свердловини, коли потік направлений до річки, підраховане по формулі (5.18) для вказаних значень v_e , складає 694, 385 і 351 діб. Як видно, цей час більше часу підтягування забруднених вод до свердловини біля річки в умовах басейну, але із зменшенням v_e ця відмінність стирається і при $v_e \leq 0,005 \text{ м/д}$ вони практично співпадають. В порівнянні з часом підтягування забруднених вод до свердловини в не обмеженому за площею водоносному горизонті цей час більше при $v_e \geq 0,05 \text{ м/д}$ і менше при $v_e \leq 0,01 \text{ м/д}$.

Після початку надходження до свердловини перших порцій річкових вод почнеться зміна мінералізації відібраної води або концентрації в ній окремих компонентів. Зростання концентрації речовин у відібраній воді буде пропорційне витраті річкових вод в дебіті свердловини, а вона, у

свою чергу, залежатиме від ширини фронту надходження річкових вод до свердловини. Витрата річкових вод дорівнює:

$$Q_p = (2Q / \pi) \arctg(y_0 / d) - 2m\nu_e y_0, \quad (5.19)$$

де Q – дебіт водозабору; y_0 – половина ширини фронту надходження річкових вод:

$$y_0 = \sqrt{Qd / (\pi m \nu_e) - d^2}. \quad (5.20)$$

Зміна якості відібраної води залежно від ширини фронту y_0 надходження річкових вод може бути оцінена за формулою

$$c = c_0 + \frac{2(c_1 - c_0)}{\pi} \arctg \frac{y_0}{d} - \frac{2m\nu_e y_0}{Q} (c_1 - c_0), \quad (5.21)$$

де c_0 і c_1 – мінералізація (концентрація) відповідно підземних і річкових вод.

З урахуванням (5.20) вираз (5.21) можна записати у вигляді

$$c = c_0 + \frac{2(c_1 - c_0)}{\pi} \arctg \bar{y}_0 - \frac{2(c_1 - c_0)}{\pi Q} \left(\frac{\bar{y}_0}{\bar{y}_0^2 + 1} \right), \quad (5.22)$$

або в безрозмірній формі

$$\bar{c} = (c - c_0) / (c_1 - c_0) = (2 / \pi) \arctg \bar{y}_0 - 2\bar{y}_0 / [\pi(\bar{y}_0^2 + 1)], \quad (5.23)$$

де $\bar{y}_0 = y_0 / d$; $\bar{c}$ – відносна концентрація.

Значення c (або $\bar{c}$) при зміні від y_0 (або $\bar{y}_0$) від 0 до ∞ зростає від c_0 (або 0) до c_1 (або 1).

Цікаво порівняти зміну якості води в свердловині під час надходження до неї річкових вод в умовах басейну і потоку підземних вод, спрямованого до річки. Для першого випадку (басейн) зміна мінералізації відібраної води залежно від ширини фронту надходження річкових вод визначається за формулою (5.7), яку для зручності розрахунку можна представити в безрозмірній формі:

$$\bar{c} = (c - c_0) / (c_1 - c_0) = (1 / \pi) \arctg [2\bar{y} / (1 - \bar{y}_2)], \quad (5.24)$$

де $\bar{y} = y / d$.

В умовах басейну погіршення якості відібраних підземних вод унаслідок надходження річкових вод повинне бути швидшим та більшим, ніж в умовах потоку, оскільки в останньому випадку рух річкових вод до свердловини відбуватиметься проти перебігу підземних вод. Результати розрахунків $\bar{c}$ для умов потоку ($\bar{c}_П$) за формулою (5.23) і басейну ($\bar{c}_б$) за формулою (5.24) представлені в табл. 5.1.

Таблиця 5.1 – Зміна значень c у свердловині біля річки в умовах потоку, спрямованого до річки ($\bar{c}_П$) і басейна ($\bar{c}_б$) в залежності від $\bar{y}_0(\bar{y})$

$\bar{y}_0, \bar{y}$	0,1	0,2	0,5	0,7	1	2	5	10	50
$\bar{c}_П \dots$	0,001	0,03	0,04	0,09	0,18	0,45	0,75	0,88	0,98
$\bar{c}_б \dots$	0,087	0,126	0,296	0,39	0,5	0,71	0,88	0,94	0,99

З даних таблиці витікає, що при одній і тій же ширині фронту надходження річкових вод мінералізація води в свердловині в умовах басейну завжди більше, ніж в умовах потоку. Ця відмінність особливо велика в початковий період, коли ширина фронту надходження річкових вод $\bar{y} < 1$. Із збільшенням $\bar{y}$ ця відмінність зменшується, а при $\bar{y} > 10$ мінералізація відібраної води, в тому і іншому випадку, практично співпадає.

Певному дебіту свердловини (мається на увазі дебіт, при якому вододільна точка A заходить за контур річки, при якому $Q > \pi m v_e d$), відповідає своя ширина фронту надходження річкових вод, визначувана виразом (5.20), якій, у свою чергу, відповідає деяка витрата річкових вод в дебіті свердловини. Тому, кожному дебіту свердловини відповідатиме своя гранична мінералізація відібраних підземних вод, що формується в результаті змішування відповідних витрат річкових і підземних вод, яка розраховується за формулами (5.22) або (5.23).

Таким чином, *при роботі свердловини з деяким постійним дебітом мінералізація води в свердловині буде поступово зростати, поки не досягне максимального значення, який відповідає еквівалентній (для даного дебіту свердловини) витраті річкових вод, що надходять до свердловини.*

Аналогічна картина буде під час надходження забруднених вод до свердловини разом з потоком підземних вод з боку бортів долини, тоді як з боку річки надходять чисті річкові води.

Потік спрямований від річки. Цей випадок має місце, коли річка живить підземні води. Він характерний для так званих підруслових ліній прісних вод, що утворюються за рахунок фільтрації прісних поверхневих

вод в солоні підземні води.

Так само як у разі потоку підземних вод, направлено до річки, тут формується область живлення водозабору, обмежена нейтральною лінією струму MAN з вододільною точкою A на осі x вниз по потоку. Вгору по потоку область живлення обмежена контуром річки на відміну від розглянутої вище схеми з потоком, направленим до річки, де область живлення тягнеться необмежено вгору по потоку.

Структура перебігу підземних вод для даних умов потоку, направлено від річки, представлена на рис. 5.4. Положення вододільної точки A на осі x вниз по потоку від свердловини характеризується залежністю

$$x_A = \sqrt{d^2 + Qd / (\pi m v_e)}. \quad (5.25)$$

Усередині області живлення всі лінії струму закінчуються на свердловині. Лінії струму, області живлення, що проходять за межами, як би обтікають її, в свердловину не потрапляють і продовжуються вниз по потоку підземних вод.

Поблизу області живлення лінії струму деформовані впливом водозабору; з віддаленням від області живлення в бічні сторони від неї деформація ліній струму слабшає і за формою своєї вони наближаються до паралельних прямих ліній природного пласкопаралельного потоку підземних вод.

Ординату точки M (або N) на контурі річки можна знайти за формулою

$$y_{M(N)} = \pm \sqrt{Qd / (\pi m v_e)}. \quad (5.26)$$

Ширина області живлення на лінії річки рівна $2y_M$.

Підтягування забруднених вод до свердловини можливо тільки в тому випадку, коли початкова межа цих вод x_1 захоплюється областю живлення, тобто якщо $x_1 < x_A$.

Розрахунок часу просування до свердловини забруднених вод з боку річки від початкового положення x_1 (рис. 5.4) виконується за формулою

$$t = \frac{n}{v_e} \left[d - x_1 - \frac{x_A^2 - d^2}{2x_A} \ln \frac{(x_A + d)(x_A - x_1)}{(x_A - d)(x_A + x_1)} \right], \quad (5.27)$$

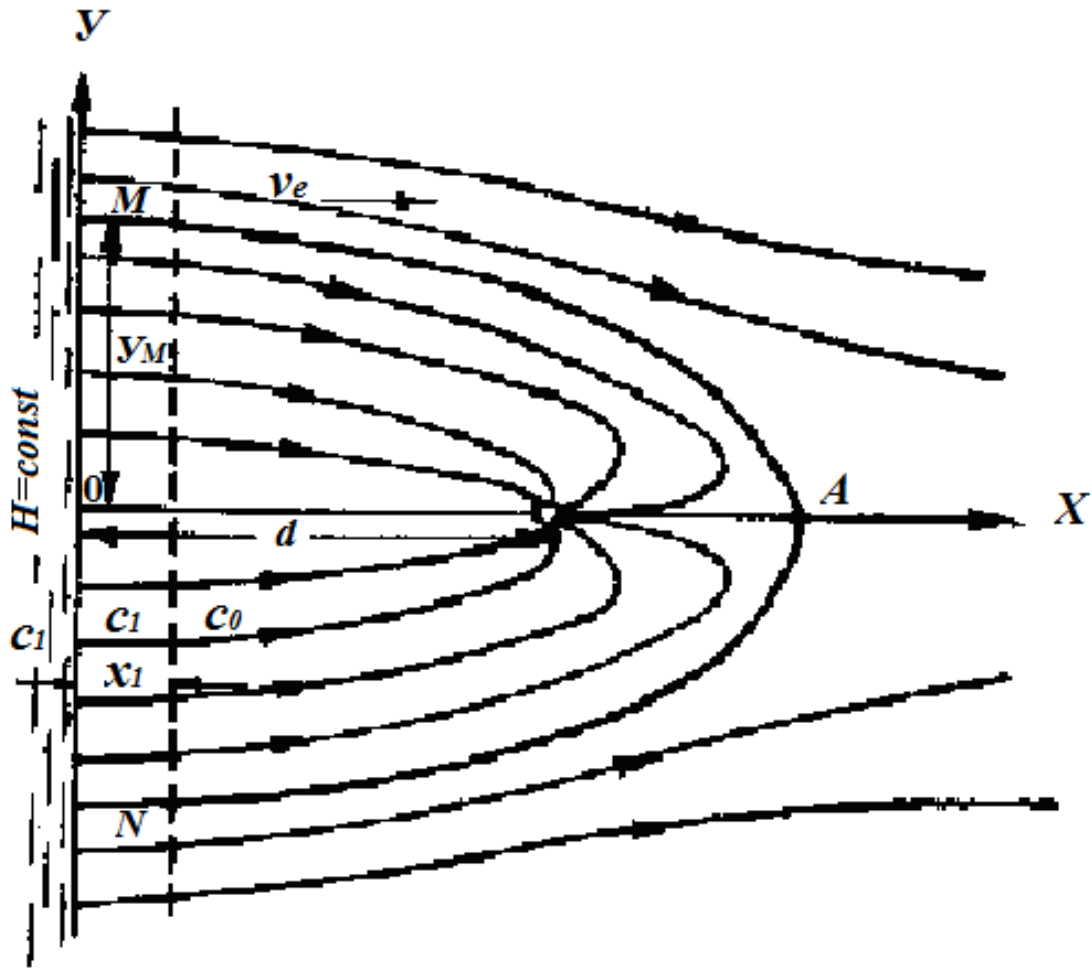


Рис. 5.4 – Схема одиночного водозабору в умовах потоку підземних вод, направлено від річки

де x_A визначається за формулою (5.25). Вираз в залежності (5.27), що стоїть під знаком логарифма, завжди позитивний, оскільки $x_a > d$ і $x_a > x_1$. Вираз (5.27) при $v_e \rightarrow 0$ переходить у формулу (5.1) для свердловини біля річки в умовах басейну.

Якщо рух забруднених вод походить безпосередньо від берега річки ($x_1=0$), то

$$t = \frac{n}{v_e} \left(d - \frac{x_A^2 - d^2}{2x_A} \ln \frac{x_A + d}{x_A - d} \right). \quad (5.28)$$

Час підтягування річкових вод наведений у табл.5.2 в умовах потоку (t_{II} підраховується за (5.28), час в умовах басейну (t_0) – за формулою (5.2), початкові дані для розрахунку: $v_e=0,01$ м/д, $m=20$ м, $n=0,2$.

Таблиця 5.2 – Час просування річкових вод до свердловини в умовах потоку від річки (басейну)

$Q \text{ м}^3/\text{д} \dots\dots$	1000		2000		5000	
$d \text{ м} \dots\dots\dots$	200	500	200	500	200	500
$t_{\Pi} \text{ д} \dots\dots\dots$	319	1688	160	963	65	401
$t_6 \text{ д} \dots\dots\dots$	335	2092	167	1046	67	418

Час підтягування річкових вод до свердловини в умовах басейну більший, ніж в умовах потоку; ця різниця зростає із збільшенням d і v_e ; вона більше позначається при зменшенні витрати свердловини. При $d \leq 200 \text{ м}$ і $Q \geq 1,5 \div 2 \text{ тис. м}^3/\text{д}$ природний потік меншою мірою впливає на час підтягування річкових вод до водозабору, і для $v_e \leq 0,03 \div 0,02 \text{ м/д}$ наближену оцінку можна проводити, як в умовах басейну. Час підтягування до свердловини біля річки забруднених вод з протилежного боку (з боку корінних схилів річкової долини) дорівнює [7]:

$$t = \frac{n}{v_e} \left[\frac{x_A^2 - d^2}{2x_A} \ln \frac{(x_A - d)(x_A + x_1)}{(x_A - x_1)(x_A + d)} - x_1 + d \right], \quad (5.29)$$

де x_1 – початкове положення межі забруднених або природних некондиційних вод ($x_1 < x_A$).

Під час надходження забруднених вод з боку річки і внаслідок того, що природний потік підземних вод рухається від річки, забруднені води поступово заповнюватимуть область живлення водозабору і витіснятимуть до свердловини чисті підземні води, що знаходяться в ній. Мінералізація відібраної води зростатиме, поки не досягне мінералізації річкових вод.

У разі надходження забруднених або природних некондиційних підземних вод з боку бортів річкової долини (передбачається, що початкова межа цих вод потрапляє в область живлення водозабору, тобто знаходиться на відмітках ($d < x_1 < x_A$) і рух природного потоку підземних вод спрямований від річки, мінералізація відібраної води спочатку зростатиме, досягне певного максимуму, а потім почне убувати і вода буде опріснена до мінералізації чистих підземних вод.

5.1.2 Лінійний ряд свердловин

Централізовані великі водозабори підземних вод в річкових долинах зазвичай споруджуються у вигляді лінійних рядів свердловин, паралельних річці. Нижче будуть розглянуті особливості руху забруднених вод до таких

водозабірних споруд в умовах басейну і потоку та стаціонарного режиму фільтрації, як і для розглянутого вище поодинокого водозабору. Але на відміну від одиночного водозабору кожна свердловина ряду взаємодіє з сусідніми свердловинами, тому лінійний ряд свердловин є системою взаємодіючих свердловин.

Інфільтраційний лінійний водозабір (ряд свердловин) розміщується близько від берега річки, на відстані від нього звичайно не більше 150 - 200 м. Довжина ряду в більшості випадків значно перевищує його віддаленість від річки і складає 1-2 км й більше. Лінійний ряд свердловин, довжина якого у багато разів більше відстані до річки, приблизно можна розглядати як ряд необмеженої довжини (нескінченний ряд).

Умови басейну. Розглянемо необмежений лінійний ряд свердловин, розташований на відстані d від річки. Відстань між свердловинами у ряді дорівнює σ , дебіт кожної свердловини однаковий і рівний Q_0 . Вісь x співпадає з берегом річки, вісь y проходить через свердловину ряду і є головною лінією течії. Лінійний ряд складається з елементарних осередків у вигляді смуг шириною σ , в центрі смуги знаходиться свердловина. Структура течії підземних вод до ряду свердловин визначається структурою потоку всередині елементарного осередку ряду (рис. 5.5). Всі лінії течії у середині кожного осередку починаються на контурі річки, яка є контуром постійного натиску, і закінчуються на свердловині. Найшвидше рух частинок рідини відбувається по головній лінії – осі y . Час руху забруднених вод по головній лінії від їх початкової межі y_1 до ряду дорівнює:

$$t = \frac{n\sigma m}{Q_0} \left\{ (d - y_1) \left(\operatorname{cth} \frac{2\pi d}{\sigma} \right) - \frac{\sigma}{2\pi} \left[1 - \frac{\operatorname{sh}(2\pi y_1 / \sigma)}{\operatorname{sh}(2\pi d / \sigma)} \right] \right\}. \quad (5.30)$$

Якщо рух забруднених вод відбувається від річки ($y_1=0$), то

$$t = \frac{n\sigma m}{Q_0} \left(d \operatorname{cth} \frac{2\pi d}{\sigma} - \frac{\sigma}{2\pi} \right). \quad (5.31)$$

При $2\pi d / \sigma \geq 2$ та $2\pi y_1 / \sigma \geq 2$ формули (5.30) та (5.31) повинні бути записані відповідно в більш простому вигляді:

$$t = \frac{n\sigma m}{Q_0} \left(d - y_1 - \frac{\sigma}{2\pi} \{1 - \exp[2\pi(y_1 - d) / \sigma]\} \right); \quad (5.32)$$

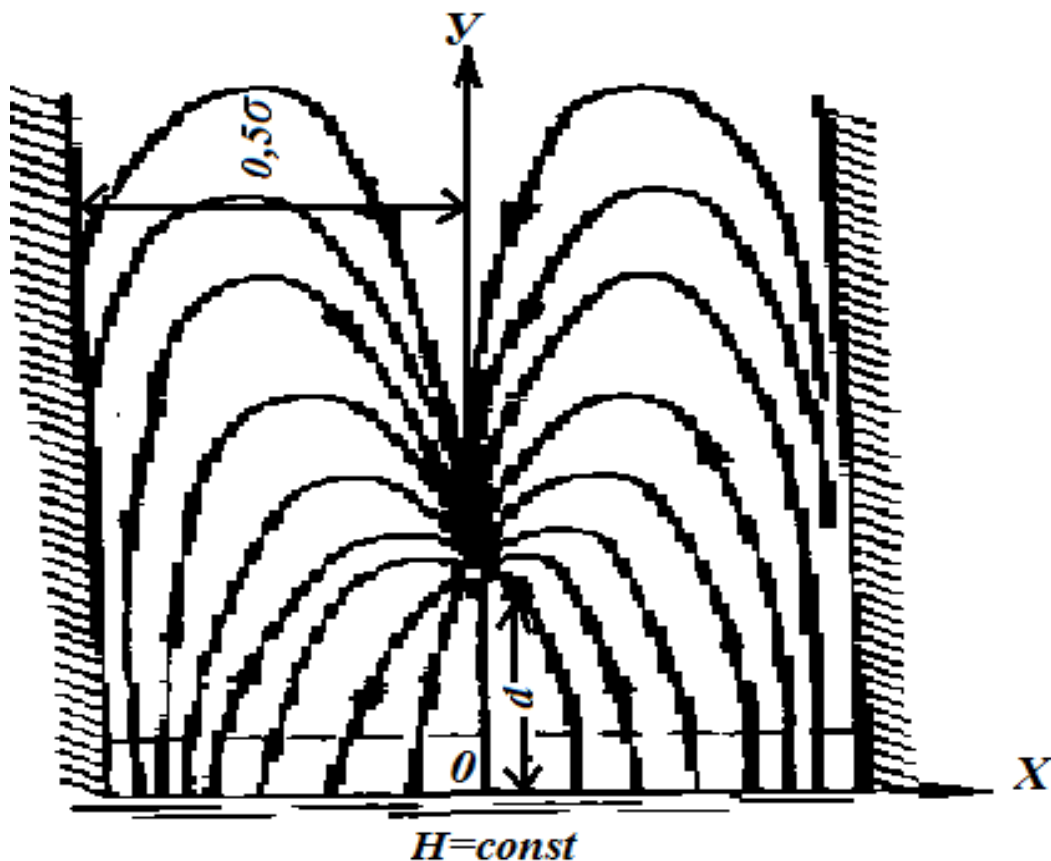


Рис. 5.5 - Схема осередку лінійного ряду свердловин у річки в умовах басейну

$$t = \frac{n\sigma m}{Q_0} \left(d - \frac{\sigma}{2\pi} \right). \quad (5.33)$$

Аналіз залежності (5.30) показав наступне. Рух підземних вод до лінійного ряду з боку річки відбувається у багато разів швидше, ніж з протилежного боку (з боку бортів річкової долини). Час руху рідини до лінійного ряду істотно залежить від відстані між свердловинами в ряду і із збільшенням його наближається до часу руху до поодинокі свердловини біля річки, дебіт якої дорівнює дебіту окремої свердловини ряду. Якщо фіксована частинка рідини рухається до лінійного ряду з боку річки (з відміток $y_1 < d$), то час, за який вона підійде до ряду, буде менше аналогічного часу руху до одиночної свердловини біля річки. І, навпаки, якщо рух частинки рідини відбувається з протилежного боку (з відміток $y_1 > d$), то час руху до ряду буде більший, ніж до одиночної свердловини, що працює з тим же дебітом, що і окрема свердловина ряду (рис. 5.6). Це

пояснюється істотними відмінностями структури перебігу підземних вод до одиночної свердловини і до лінійного ряду і обумовленого цими особливостями розподілу швидкостей фільтрації. Так, в будь-якій точці головної лінії (вісь y) при $y_1 > d$, швидкість у разі одиночної свердловини більша, ніж у разі лінійного ряду; в той же час при $y_1 < d$ швидкість течії до одиночної свердловини менше, ніж лінійний ряд (рис.5.7).

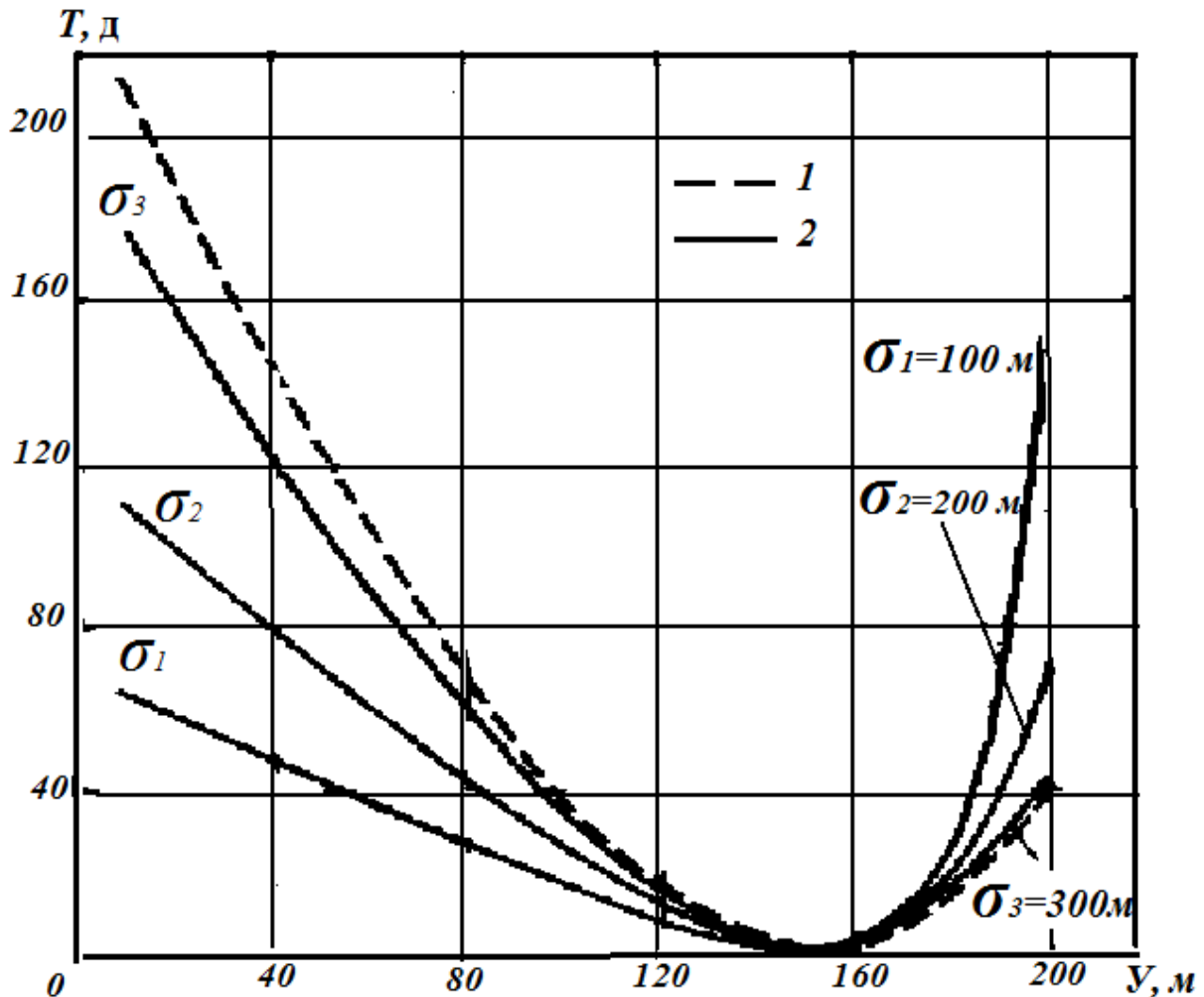


Рис. 5.6 – Порівняння часу руху частинки рідини за головною лінією току до одиночного водозабору (1) і до лінійного ряду (2) залежно від початкового положення частинки і відстані σ між свердловинами в ряду

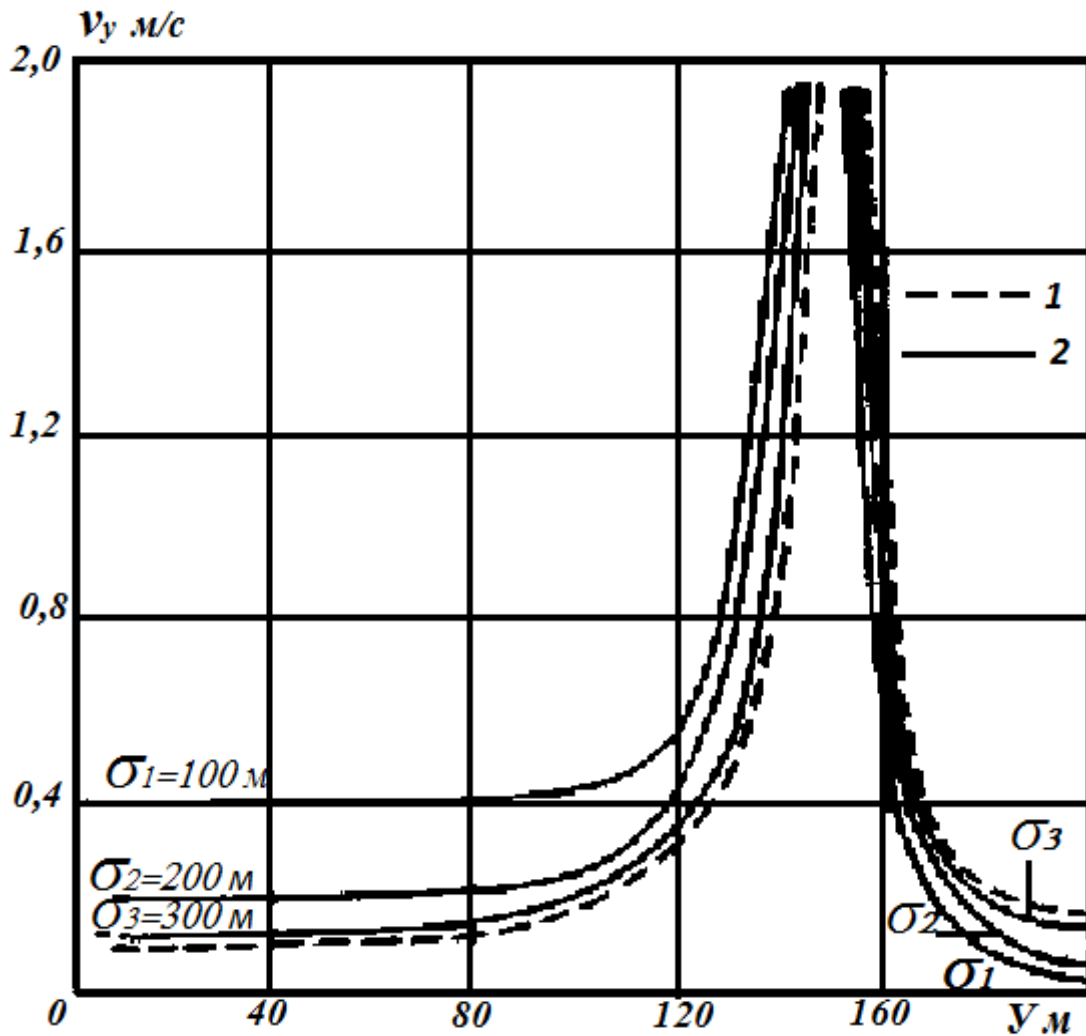


Рис. 5.7 – Порівняння швидкостей руху підземних вод за головною лінією току до одиночного водозабору (1) і до лінійного ряду (2) біля річки в умовах басейну

Початкові дані: $q = 40 \text{ м}^3/\text{д}$, $d = 150 \text{ м}$, $n = 0,2$, $\sigma = 100, 200 \text{ і } 300 \text{ м}$
 Формула, за якою розраховувалась швидкість в різних відмітках осі y , має вигляд

$$v_y = \frac{Q_0}{m\sigma} \frac{\text{sh}(2\pi d / \sigma)}{|\text{ch}(2\pi y / \sigma) - \text{ch}(2\pi d / \sigma)|}. \quad (5.34)$$

Такий розподіл швидкостей приводить до того, що практично весь приплив підземних вод до лінійного ряду відбувається з боку річки.

Якість води в свердловинах лінійного ряду під час вступу до них забруднених або природних некондиційних вод змінюється по-різному, залежно від того, з якого боку рухаються ці води – з боку річки або з

протилежного боку. Якщо рух відбувається з боку річки, то мінералізація відібраної зі свердловин води безперервно зростатиме, поки не досягне мінералізації некондиційних вод. Інший характер зміни мінералізації матиме місце при русі цих вод з протилежного боку. В цьому випадку мінералізація води в свердловинах спочатку зростатиме, а потім, досягнувши деякого максимального для даних умов значення мінералізації (але менш, чим c_1), почне зменшуватись, поки не порівняється з мінералізацією чистих ґрунтових вод c_0 .

Умови потоку. При роботі лінійного ряду свердловин в природному потоці ґрунтових вод ($v_e \neq 0$) в кожному осередку ряду утворюється область живлення, обмежена вниз по потоку вододільної відмітки A , яка лежить на осі y (рис. 5.8).

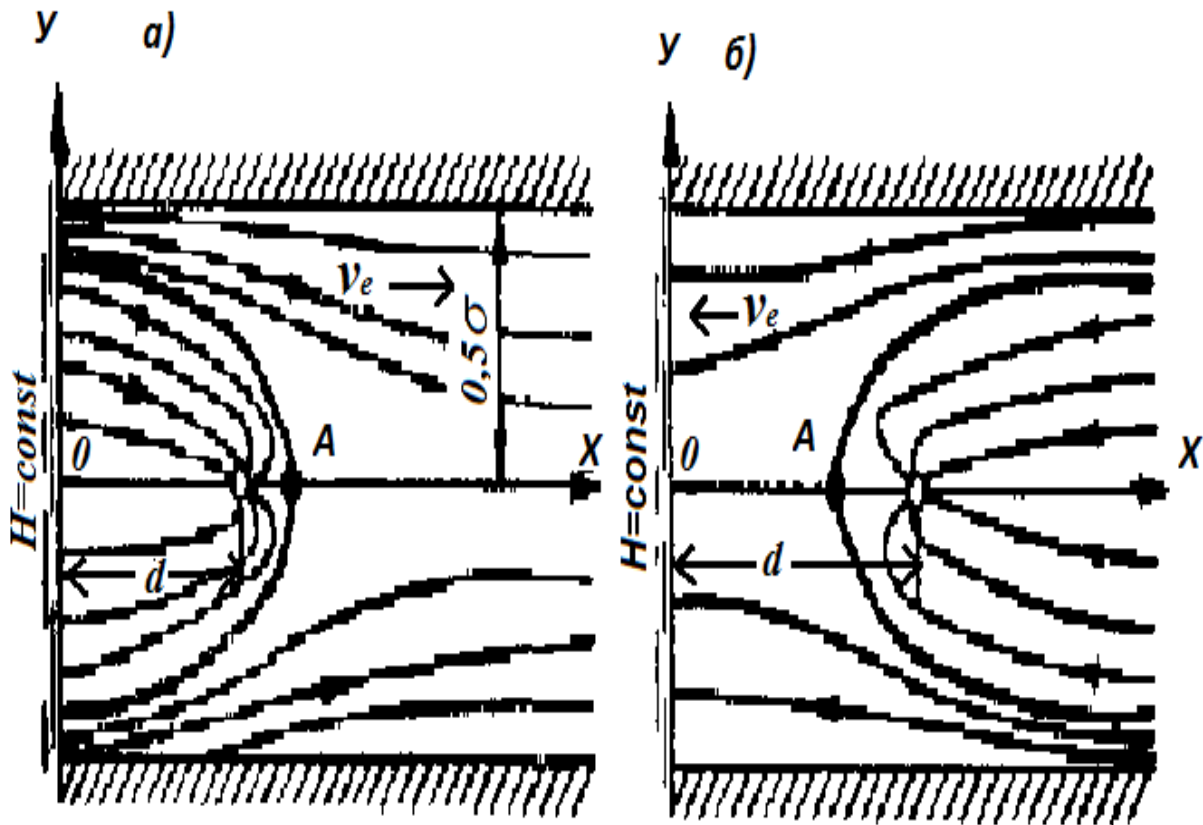


Рис. 5.8 – Схема осередку лінійного ряду в умовах потоку підземних вод від річки (а) і до річки (б)

Природний потік від річки (рис. 5.8а)

$$y_A = \frac{\sigma}{2\pi} \operatorname{arch} \left(\frac{Q_0}{m\sigma v_e} \operatorname{sh} \frac{2\pi d}{\sigma} + ch \frac{2\pi d}{\sigma} \right); \quad (5.35)$$

природний потік до річки (рис. 5.8б)

$$y_A = \frac{\sigma}{2\pi} \operatorname{arch} \left(ch \frac{2\pi d}{\sigma} - \frac{Q}{m\sigma v_e} sh \frac{2\pi d}{\sigma} \right). \quad (5.36)$$

Залежності (5.35) і (5.36) можна спростити шляхом представлення гіперболічних косинусів натуральними логарифмами. Тоді, замість залежності (5.35), будемо мати

$$y_A = d + [\sigma / (2\pi)] \ln [Q_0 / (m\sigma v_e) + 1] \quad (5.37)$$

і замість залежності (5.36)

$$y_A = d + [\sigma / (2\pi)] \ln [1 - Q / (m\sigma v_e)]. \quad (5.38)$$

Оскільки вододільна відмітка A створюється при $Q_0 < m\sigma v_e$, то аргумент arch в формулі (5.36) і вираз, який стоїть під знаком логарифму в залежності (5.38), завжди позитивні.

Коли потік направлений до річки, між нею і рядом свердловин утворюється вододільна відмітка, як і у розглянутому вище випадку одиночного водозабору. Зі збільшенням водовідбору (з виростом Q_0) вона буде наближатись до річки. Вододільна точка A розташована між річкою і рядом, якщо

$$\frac{Q sh(2\pi d / \sigma)}{m\sigma v_e [ch(2\pi d / \sigma) - 1]} < 1 \text{ або } Q_0 / (m\sigma v_e) < 1 \text{ при } d \geq \sigma; \quad (5.39)$$

розташована на контурі річки, якщо

$$\frac{Q_0 sh(2\pi d / \sigma)}{m\sigma v_e [ch(2\pi d / \sigma) - 1]} = 1 \text{ або } Q_0 / (m\sigma v_e) = 1; \quad (5.40)$$

заходить за контур річки, якщо

$$\frac{Q_0 sh(2\pi d / \sigma)}{m\sigma v_e [ch(2\pi d / \sigma) - 1]} > 1 \text{ або } Q_0 / (m\sigma v_e) > 1. \quad (5.41)$$

Надходження річних вод до лінійного ряду почнеться при виконанні умови (5.41). Граничний дебіт свердловин ряду, при якому ще не відбуватиметься підтягування річкових вод, можна визначити з формули (5.40)

$$Q_0 \text{ (ІІР)} = \frac{m\sigma v_e [ch(2\pi d / \sigma) - 1]}{sh(2\pi d / \sigma)} \quad (5.42)$$

або

$$Q_0 \text{ (ІІР)} = m\sigma v_e \text{ при } 2\pi d / \sigma > 2. \quad (5.43)$$

Час вступу перших порцій річкових вод до лінійного ряду, коли природний потік ґрунтових вод направлений від річки, дорівнює

$$t = \frac{n}{v_e} \left[d - \frac{\sigma}{2\pi\alpha} \left(\alpha - ch \frac{2\pi d}{\sigma} \right) \ln \left| \frac{\alpha - 1 + \alpha \operatorname{th} \frac{\pi d}{\sigma}}{\alpha - 1 + \alpha \operatorname{th} \frac{\pi d}{\sigma}} \right| \right], \quad (5.44)$$

де $\alpha = [Q_0 / (m\sigma v_e)] sh(2\pi d / \sigma) + ch(2\pi d / \sigma)$.

Час t можна розрахувати і іншим способом: відстань по осі y між рядом і річкою розбивається на декілька однакових відрізків; визначається швидкість для середньої відмітки кожного відрізка і знаходиться час проходження кожного відрізка; загальний час знаходиться підсумовуванням значень часу проходження окремих відрізків шляху. Швидкість у відмітках осі y обчислюється за формулою

$$v_y = \frac{Q_0}{m\sigma n} \frac{sh(2\pi d / \sigma)}{ch(2\pi d / \sigma) - ch(2\pi y / \sigma)} + \frac{v_e}{n}. \quad (5.45)$$

Якщо потрібно розрахувати час надходження річкових вод до ряду, коли потік ґрунтових вод направлений до річки, то діють аналогічним чином, але тільки в формулі (5.45) другий член віднімається.

5.2 Опріснення мінералізованих підземних вод під впливом підтоку річкових вод

При роботі водозабору підземних вод біля річки в умовах підтягування до нього некондиційних вод можуть бути три основні випадки зміни мінералізації (концентрації) відібраної води [7]: перший –

мінералізація зростає до мінералізації некондиційних вод c_1 (повне засолення); другий – мінералізація досягає якогось максимуму, меншого, ніж мінералізація некондиційних вод і залишається на цьому рівні (часткове засолення); третій – мінералізація досягає максимуму, меншого, ніж мінералізація некондиційних вод, а потім убиває до мінералізації прісних підземних вод, тобто в процесі експлуатації відбувається опріснення підземних вод, що спочатку засолилися. Повне засолення водозабору має місце при підтяганні до нього некондиційних вод з боку річки в умовах басейну, або в умовах потоку від річки, або при русі некондиційних вод з боку бортів долини в умовах потоку, направлено до річки, але коли вододільна точка A ще не досягла контуру річки. Часткове засолення відбувається при підтягуванні некондиційних вод з річки в умовах потоку до річки або при підтягуванні цих вод з боку бортів долини в умовах потоку до річки, коли некондиційні води заповнюють не всю ширину області живлення водозабору, а тільки її частину. Опріснення (або спадне засолення) відібраних підземних вод біля річки має місце при підтягуванні некондиційних вод з боку бортів долини в умовах басейну або потоку від річки. Цей характерний процес зміни мінералізації підземних вод обумовлений їх взаємозв'язком з поверхневими водами і має важливе значення при експлуатації підруслових лінз прісних підземних вод, які формуються за рахунок інфільтрації прісних поверхневих вод з річок і каналів і з одного боку контактують з цими водами, а з протилежного боку – з солоними підземними водами.

Відзначимо, що самостійне опріснення підземних вод відбувається також в не обмеженому за площею водоносному горизонті в умовах протилежних направлено природному потоку підземних вод і потоку некондиційних вод до водозабору.

На прикладі свердловини біля річки в умовах басейну розглянемо механізм самостійного опріснення. Нехай свердловина працює в смузі прісних підземних вод (рис. 5.9), що примикає до річки, шириною x_1 . Вода в річці прісна, мінералізація прісних підземних і річкових вод c_0 .

З протилежного боку, прісні підземні води контактують з солоними підземними водами з мінералізацією c_1 . Якщо порівняти надходження солоних вод до свердловини від річки та з протилежного боку, то воно істотно розрізнятиметься. У першому випадку, солоні води рухаються до свердловини від всієї межі, в другому – тільки від обмеженої її ділянки – відрізок PP_1 . Це обумовлено геометрією ліній течії підземних вод до свердловини біля річки і внаслідок цього своєрідним рухом солоних вод до свердловини. Лінії течії являють собою кола, всі вони починаються на контурі річки і закінчуються на свердловині. У даній схемі роботи свердловини в смузі прісних підземних вод лінії можна розбити на дві групи: I – лінії, які повністю проходять в смузі прісних підземних вод, не перетинаючи їх межі з солоними водами; II – лінії, які перетинають межу

солоних вод. Ці дві групи ліній току розділяються лініями BPQ і $B_1P_1Q_1$, що торкаються межі солоних вод в точках P і P_1 , але що не перетинають її.

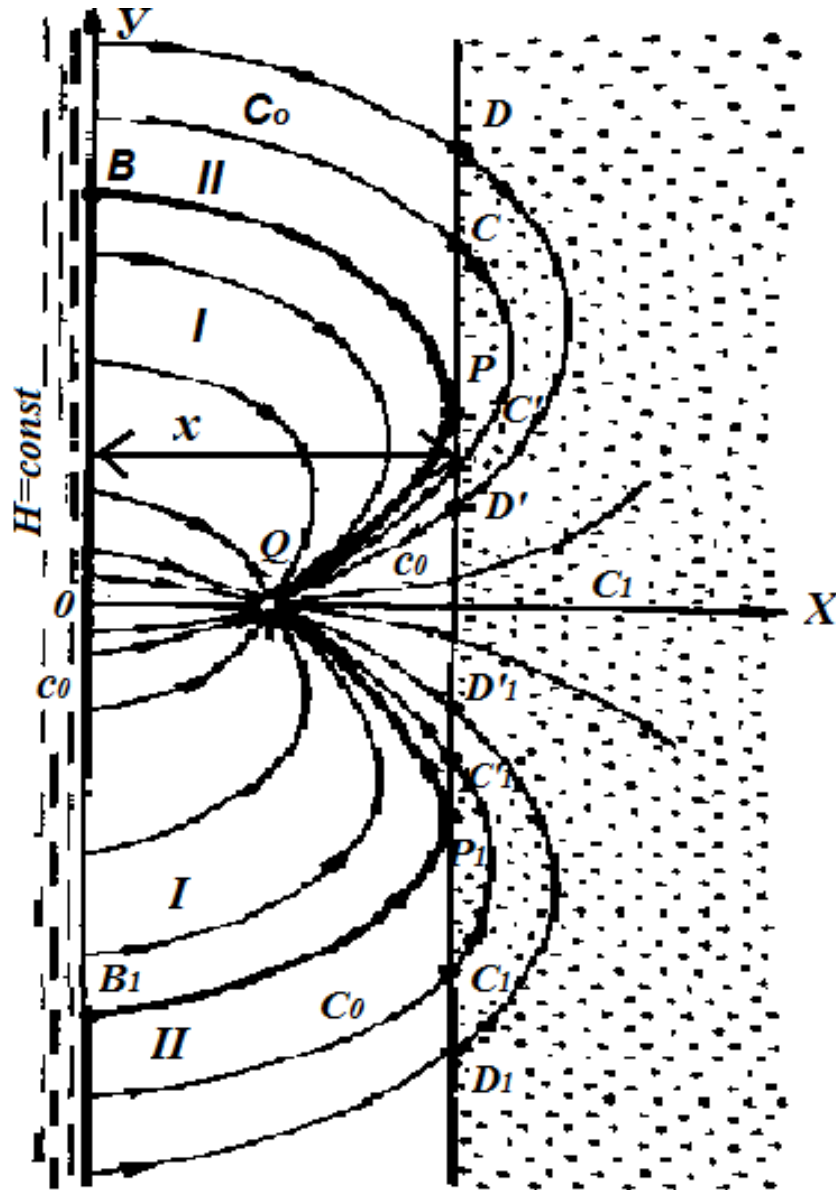


Рис. 5.9 – Схема течії підземних вод до одиночного водозабору біля річки в умовах басейну, яка пояснює механізм самостійного опріснення води, що відбирається

По будь-якій лінії групи I рухаються тільки частинки прісної води. Лінії групи II спочатку проходять в області прісних підземних вод, потім після перетину межі розділу прісних і солоних вод (точки C і D , C_1 і D_1) входять в область солоних підземних вод, а після вторинного перетину межі розділу (точки C' і D' , C'_1 і D'_1) повертаються в область прісних підземних вод. Тому рух частинок рідини по лініях групи II відбувається таким чином: рухомі по лінії струму частинки прісної води, перетинаючи

межу розділу в точках C', D', C'_1, D'_1 витісняють частинки солоної води, які, у свою чергу, перетинаючи межу розділу (у точках C', D', C'_1, D'_1), витісняють до свердловини частинки прісних вод. Після відтиснення по лінії до свердловини всіх частинок солоних вод, що знаходяться на ній, по лінії рухатимуться тільки частинки прісної води. І так по кожній лінії групи II.

В межах відрізка PP_1 межі розділу рух частинок рідини відбувається з області солоних вод в область прісних підземних вод; за межами відрізка PP_1 з області прісних вод в область солоних вод і солоні води тут витісняються прісними водами, що фільтруються з річки; інакше кажучи, річка є як би «опріснювачем». Інша важлива обставина полягає в тому, що вся рідина від межі розділу надходить до водозабору тільки через ділянку PP_1 . Спочатку в свердловину надходять частинки солоної води по найкоротшій відстані від свердловини до межі розділу – по осі x . Потім до свердловини підійдуть частинки солоної води по інших лініях. Фронт надходження в свердловину солоної води розширюватиметься, поки не досягне крайніх точок P і P_1 . Потім в свердловину через ділянку PP_1 разом з солоною почне прибувати прісна вода; витрата солоної води поступово зменшуватиметься, а прісної – збільшуватиметься. У результаті в свердловину надходитиме тільки прісна вода.

Зміна мінералізації відібраної води визначається кількістю солоної води, що надходить в свердловину. Максимальна мінералізація настане в той момент, коли частинки солоної води з точок P і P_1 досягнуть свердловини. Мінералізація відібраної води почне зменшуватися, і при $t=\infty$ солоні води повністю витісняться прісними, а мінералізація води стане рівною c_0 .

Ординати точок P і P_1 визначаються за формулою

$$Y_P, p_1 = \pm \sqrt{x_1^2 - d^2} . \quad (5.46)$$

Звідси знаходимо ширину L ділянки PP_1 (ділянки «засолення»):

$$L = 2\sqrt{x_1^2 - d^2} , \quad (5.47)$$

яка, як видно, визначається тільки відстанню від межі солоних вод до річки і від свердловини до річки і не залежить від дебіту водозабору.

Мінералізація води в свердловині залежно від ширини фронту надходження некондиційних вод, визначуваного ординатою y , дорівнює

$$c = c_1 - [(c_1 - c_0) / \pi] \arctg [2yd / (d^2 - y^2 - x_1^2)] , \quad (5.48)$$

де кут $\varphi = \arctg[2yd/(d^2 - y^2 - x_1^2)]$ береться з другої чверті.

Ширина ділянки PP_1 , тобто максимальна ширина фронту надходження солоних вод до водозабору, зростає із зменшенням d , тобто з наближенням свердловини до річки і віддаленням її від межі солоних вод; навпаки, ширина ділянки PP_1 зменшується із збільшенням d , тобто з наближенням свердловини до межі солоних вод. Якщо значення x_1 значно перевищує d , тобто якщо $x_1/d \geq 3$, то $Y_p, p_1 \approx x_1$. За цих умов для ділянки PP_1 буде справедливим вираз

$$L \approx 2x_1. \quad (5.49)$$

При підстановці у формулу (5.48) значення $Y = Y_{p,p_1}$ отримуємо максимальну мінералізацію води:

$$c_{\max} = c_1 - [(c_1 - c_0)/\pi] \arctg(-d\sqrt{x_1^2 - d^2}). \quad (5.50)$$

Слід зазначити особливість формули (5.48). У даному записі кут φ , що виражається через $\arctg$, характеризує кут надходження у свердловину прісних підземних вод з боку межі розділу, який змінюється залежно від кута (ширини фронту) надходження солоних вод. При $y=0$ солоні води не поступають, кут φ буде максимальним і рівним π ; із збільшенням y кут надходження солоних вод і, відповідно, зменшується кут φ надходження прісних вод. При $Y = Y_{p,p_1}$ кут надходження солоних вод досягає максимального значення, а кут φ надходження прісних вод – мінімального. З подальшим зростанням y , тобто при $Y > Y_{p,p_1}$, зменшується кут надходження солоних вод і зростає кут φ надходження прісних вод, який при $y = \infty$ досягає π .

З урахуванням цього значення c в залежності від y змінюється таким чином: при $y=0$ $c = c_0$; із зростанням y мінералізація води на водозаборі зростає і при $Y = Y_{p,p_1}$ досягає максимуму, визначуваного формулою (5.50); із зростанням y вище $Y = Y_{p,p_1}$ мінералізація убуває і при $y = \infty$ стає рівною c_0 . Для розрахунку мінералізації формулу (5.48) зручно записати в безрозмірному вигляді

$$\bar{c} = (c' - c_0)/(c_1 - c_0) = (1/\pi) \arctg[(1 - \bar{y}^2 - \bar{x}_1^2)] \quad (5.51)$$

де $\bar{y} = y/d, \bar{x}_1 = x_1/d$.

Тут збільшенню c відповідає зменшення відносної мінералізації $\bar{c}$. Як вже зазначалося, у формулі (5.48) зміна мінералізації води характеризується зміною кута φ надходження прісних вод унаслідок зміни ширини фронту солоних вод. Залежність (5.48) можна дещо змінити таким чином, щоб зв'язати зміну C безпосередньо з кутом (шириною фронту) надходження солоних вод:

$$\bar{c}' = (c' - c_0) / (c_1 - c_0) = 1 - (1/\pi) \arctg \left[2\bar{y} / (\bar{y}^2 - \bar{x}_1^2) \right] \quad (5.52)$$

або

$$\bar{c}' = (c' - c_0) / (c_1 - c_0) = (1/\pi) \arctg \left| 2\bar{y} / (1 - \bar{y}^2 - \bar{x}_1^2) \right|. \quad (5.53)$$

В залежності (5.52), так само, як і в (5.51), кут φ , що характеризується арктангенсом, знаходиться в другій чверті. У формулі (5.53) аргумент арктангенса береться по абсолютному значенню, а саме значення арктангенса (кут φ') – з першої чверті. Кут φ' змінюється від 0 при $y = 0$ до максимального значення при $y = y_{p,p_1}$, а при подальшому збільшенні y ($y > y_{p,p_1}$) убуває і стає рівним нулю при $y = \infty$. В цьому випадку, чим більше y в інтервалі $0 < y \leq y_{p,p_1}$, тим більше φ' і c' ; збільшенню c' відповідає зростання $\bar{c}'$.

У табл. 5.3 представлені результати розрахунків $\bar{c}$ і $\bar{c}'$ для $x = 500$ м і $d = 318$ м ($\bar{x}_1 = 1,57$; $y_{p,p_1} = 1,21$). Вони ілюструють вказаний характер зміни мінералізації води на водозаборі при підтягуванні солоних вод з боку бортів долини і самостійного опріснення відібраної води; $\bar{c}$ розраховувалося за формулою (5.51), а $\bar{c}'$ – за (5.52).

Таблиця 5.3 – Зміна мінералізації води на водозаборі, що характеризується $\bar{c}$ і $\bar{c}'$ залежно від $\bar{y}$

$\bar{y}$	0	0,2	0,4	0,6	0,75	1	1,21*	2	5	7	10	∞
$\bar{c}$	1	0,91	0,85	0,81	0,8	0,78	0,77*	0,8	0,88	0,91	0,94	1
$\bar{c}'$	0	0,08	0,14	0,18	0,2	0,21	0,22*	0,2	0,12	0,09	0,06	

Примітка. Зірочкою позначені значення y_{p,p_1} і відповідні ним значення $\bar{c}$ і $\bar{c}'$.

Час початку надходження некондиційних вод, тобто час їх руху по осі x від відмітки x_1 до свердловини, знаходиться за формулою (5.1). Час руху частинок солоних вод від межі розділу по інших лініях течії визначається за формулою (5.3). При її використанні треба дотримуватися таких умов: при $y < \sqrt{x_1^2 - d^2}$ значення обох арксинусів беруться з другої чверті; при $y > \sqrt{x_1^2 - d^2}$ значення першого арксинусу береться з другої чверті, а другого – з першої чверті.

Прогноз зміни мінералізації в часі виконують таким чином. За формулою (5.3) знаходять час підходу до свердловини частинки солоної води, що розташована на відрізку PP_1 і має ординату y . Потім за формулою (5.48) обчислюють мінералізацію відібраної води, яка матиме місце, коли свердловини досягнуть частинки солоної води з ординатою y . Провівши подібні розрахунки для інших частинок відрізка PP_1 межі розділу, отримують значення мінералізації води в різні моменти часу.

Прогноз зміни мінералізації значно полегшується при використанні графіків (рис. 5.10 та 5.11).

На рисунку 5.10 нанесені криві $\bar{t} = f(\bar{y}, \bar{x}_1)$ та крива $\bar{t}_{P,P_1} = f(\bar{y}_{P,P_1}, \bar{x}_1)$. Розрахунок кривих $\bar{t}$ виконано за формулою (5.3) для $0 < y = y_{P,P_1}$ і вказаних вище значень $\bar{x}_1$. Крива $\bar{t}_{P,P_1}$ проведена через точки $\bar{t}_{P,P_1}$ для різних $\bar{x}_1$. На осі ординат відкладається відносний час $\bar{t} = t/\tau$, де $\tau = \pi m d^2 / Q$, по осі абсцис – значення $\bar{y}$; параметром кривих є $\bar{x}_1$. На осі ординат криві $\bar{t}$ відсікають відрізки, чисельно рівні $\bar{T}$ – відносному часу руху солоної води по найкоротшій відстані, тобто по осі.

На рис. 5.11 представлені криві $\bar{c} = f(\bar{y}, \bar{x}_1)$ і крива $\bar{c}_{P,P_1} = f(\bar{y}_{P,P_1}, \bar{x}_1)$. Криві $\bar{c}$ розраховані за формулою (5.51) в залежності від $\bar{y}$ в інтервалі $0 < \bar{y} \leq \bar{y}_{P,P_1}$ і для значень $\bar{x}_1$ рівних 1, 5, 2, 3, 4, 5 і 7, які є параметрами кривих $\bar{c}$. Кожна крива $\bar{c}$ закінчується максимальним значенням відносної мінералізації, відповідним значенню $\bar{y}_P$ для даного $\bar{x}_1$. Крива $\bar{c}_P$ характеризує максимальні відносні мінералізації в точках y_P для різних $\bar{x}_1$.

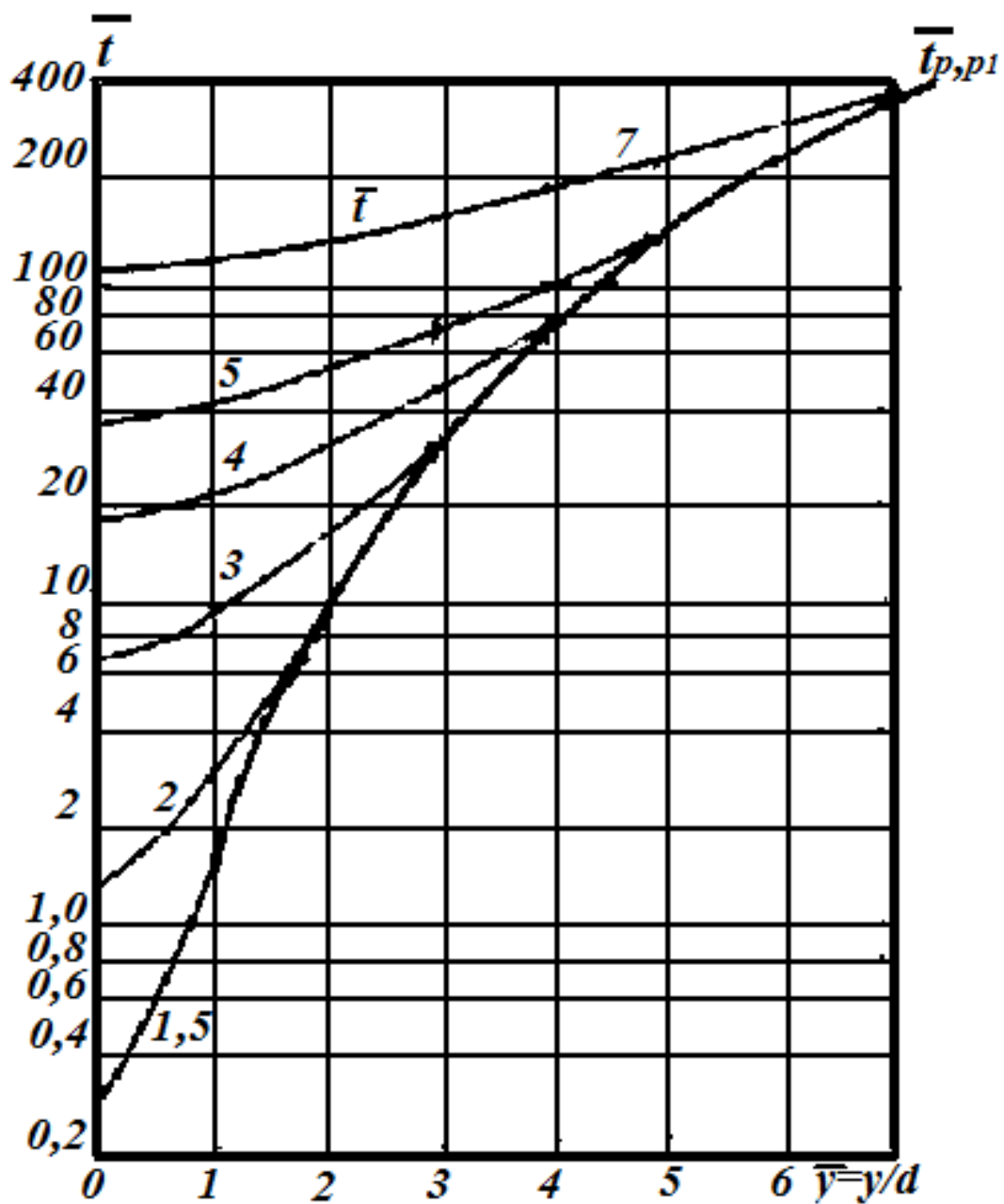


Рис. 5.10 – Залежність $\bar{t} = f(\bar{y}, \bar{x}_1)$ для одиночного водозабору біля річки в умовах басейну при підтягуванні солоних вод з боку бортів долини (біля кривих – значення $\bar{x}_1$)

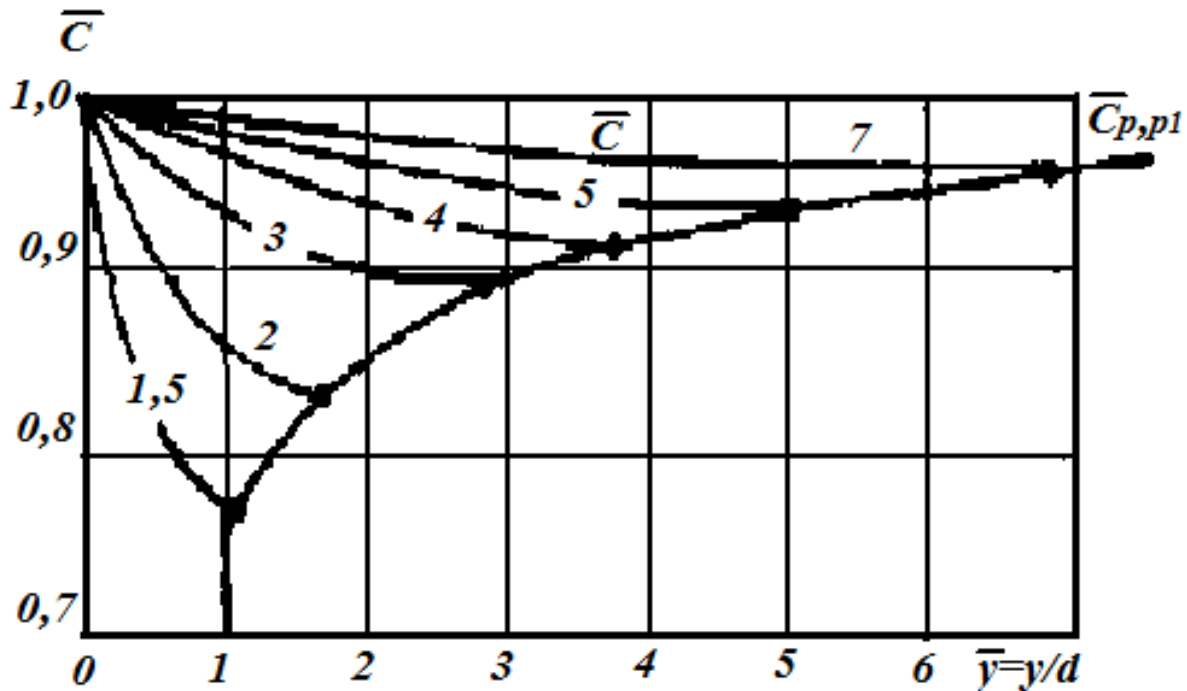


Рис. 5.11 – Залежність $\bar{c} = f(\bar{y}, \bar{x}_1)$ для одиночного водозабору біля річки в умовах басейну при підтягуванні солоних вод з боку бортів долини (біля кривих – значення $\bar{x}_1$).

По кривим $\bar{c}_{P,P1}$ і $\bar{t}_{P,P1}$ можна визначити максимальну мінералізацію і час її настання. Крім того, за допомогою кривої $\bar{c}_{P,P1}$ розраховують, на якій відстані від межі солоних вод слід розташувати свердловину, щоб максимальна мінералізація відібраної води не перевищила задане значення c_D . Для відомих c_D , c_1 і c_0 обчислюють $\bar{c}_D = (c_1 - c_D) / (c_1 - c_0)$. По кривій $\bar{c}_{P,P1}$ знаходять значення $\bar{y}_D$, відповідне заданому значенню $\bar{c}_D$. По відомій відстані $\bar{x}_1$ і знайденому значенню $\bar{y}_D$ знаходять відстань d :

$$d = \bar{x}_1 / \sqrt{\bar{y}_D^2 + 1} \quad (5.54)$$

і по ньому визначають шукану відстань l від межі солоних вод, на якій необхідно розташувати водозабір: $l = x_1 - d$. Формула (5.54) випливає з виразу (5.48).

У багатьох випадках потрібно визначити час настання на водозабір заданої мінералізації c_D . Це може бути зроблено на основі розрахунків за формулами (5.48) та (5.3). Разом з цим можна використати вираз

$$t = \left(2\pi m d^2 / Q \right) \left\{ \frac{1 - \bar{x}_1 - \operatorname{ctg}(\pi \bar{c})}{[\pi \bar{c} - \arcsin(\bar{x}_1 \sin \pi \bar{c})]} \times \right\} \operatorname{cosec}^2(\pi \bar{c}) \quad (5.55)$$

де $\bar{x}_1 = x_1 / d$, $\bar{c} = (c_1 - c) / (c_1 - c_0)$.

При розрахунку за формулою (5.55) слід мати на увазі:

- 1) із зміною мінералізації від c_0 до $c_{\max}$ кут, який визначається арксинусом, береться з другої чверті:

$$\pi / 2 < \arcsin(\bar{x}_1 \sin \pi \bar{c}) < \pi ;$$

- 2) при $c = c_{\max} = c_{P, P_1}$ $\arcsin(\bar{x}_1 \sin \pi \bar{c}_{P, P_1}) = \pi / 2$,

$$\text{де } \bar{c}_{P, P_1} = (c_1 - c_{P, P_1}) / (c_1 - c_0);$$

- 3) із зміною мінералізації від $c_{\max}$ до c_0 кут, який визначається арксинусом, береться з першої чверті:

$$0 < \arcsin(\bar{x}_1 \sin \pi \bar{c}).$$

На основі розрахунків за формулою (5.55) побудована залежність $\bar{t} = f(\bar{x}_1, \bar{c})$ (рис. 5.12),

де

$$\bar{t} = t / (2\pi m d^2 / Q);$$

По осі абсцис відкладається відносна мінералізація $\bar{c}^* = (1 - \bar{c})$, по осі ординат відносний час $\bar{t}$. Параметром кривих є величина $\bar{x}_1$.

З аналізу розрахункових залежностей і графіків виходить, що з наближенням водозабору до межі солоних вод швидше виникає їх підтягування й росте абсолютне значення максимальної мінералізації, але разом з тим інтенсивніше йде процес опріснення. З віддаленням водозабору від межі солоних вод підтягування їх відбувається за триваліший термін, зменшується максимальна мінералізація, але й повільніше йде самостійне опріснення.

Представляється важливим оцінити, якими конкретними значеннями характеризується цей процес залежно від віддалення водозабору від межі солоних вод. Для цього розглянемо три варіанти розташування водозабору: у віддаленні від межі солоних вод ($\bar{x}_1 = 5$), в середині смуги прісних підземних вод ($\bar{x}_1 = 2$) і поблизу межі солоних вод ($\bar{x}_1 = 1,5$).

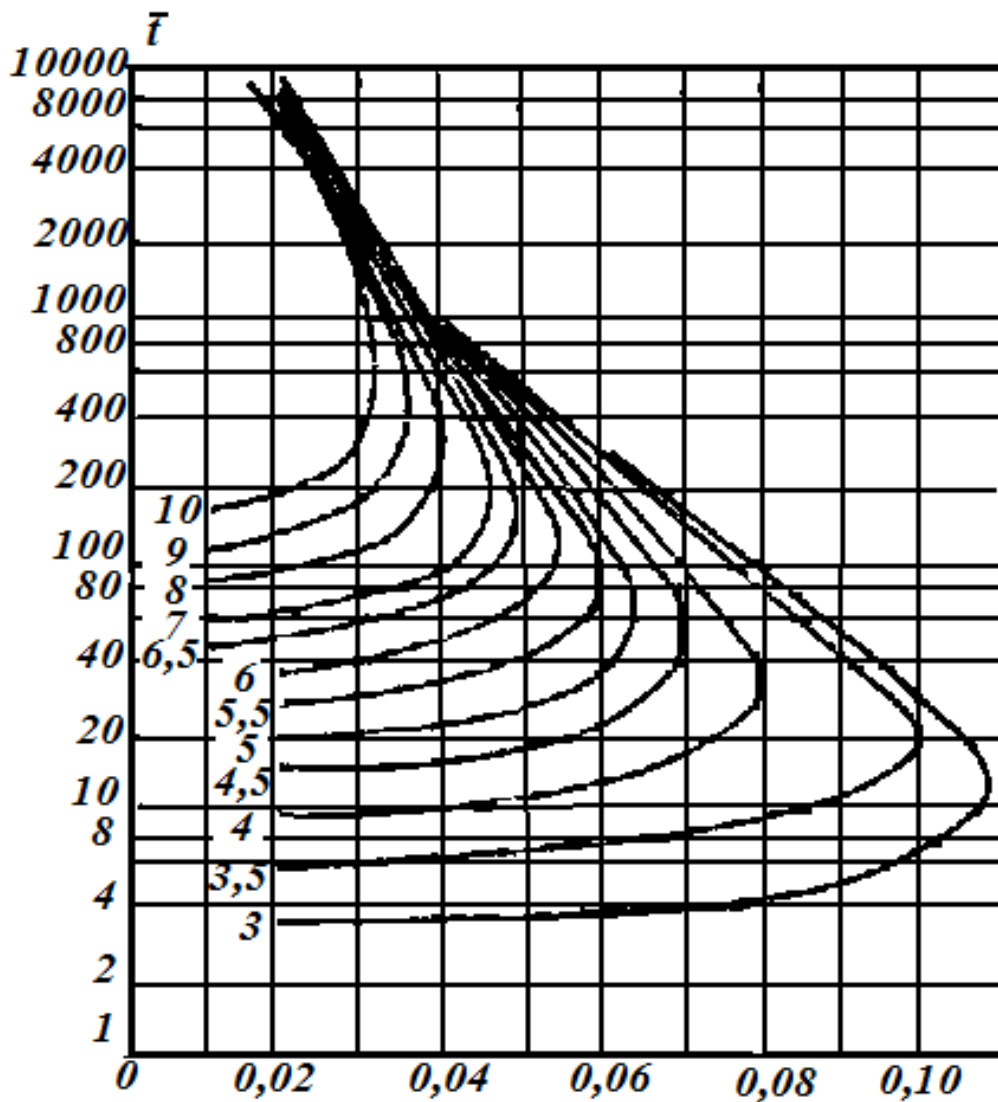


Рис. 5.12 – Залежність $\bar{t} = f(\bar{x}_1, \bar{c})$ для одиночного водозабору біля річки в умовах басейну при підтяганні солоних вод з боку бортів долини (біля кривих – значення $\bar{x}_1$; по осі абсцис – значення $\bar{c}^*$).

Для кожного з цих варіантів визначені: відносний час $\bar{T}$ початку підтягування до водозабору солоних вод, максимальна ширина $\bar{Y}_{P,P_1}$ фронту солоних вод, відносна максимальна мінералізація води $\bar{C}_{P,P_1}$, відносний час $\bar{t}_{P,P_1}$ настання максимальної мінералізації і відносний час $\bar{t}_0$, за яке мінералізація відібраної води зменшиться до 75% максимальної

мінералізації $\bar{C}_{p,p_1}$. Для вказаних варіантів розташування водозабору ці показники рівні:

$$\text{для } (\bar{x}_1 = 5) \\ \bar{T} = 37,4; \quad \bar{c}_{p,p_1} = 0,062; \quad \bar{t}_{p,p_1} = 135,4; \quad \bar{t}_0 = 700;$$

$$(\bar{x}_1 = 2) \\ \bar{T} = 1,33; \quad \bar{Y}_{p,p_1} = 1,73; \quad C_{p,p_1} = 0,168; \quad \bar{t}_{p,p_1} = 6,51; \quad \bar{t}_0 = 45;$$

$$(\bar{x}_1 = 1,5) \\ \bar{T} = 0,292; \quad \bar{Y}_{p,p_1} = 1,12; \quad C_{p,p_1} = 0,231; \quad \bar{t}_{p,p_1} = 1,98; \quad \bar{t}_0 = 18.$$

У абсолютних значеннях, наприклад для $Q=10000 \text{ м}^3/\text{д}$, $h=20 \text{ м}$, $x_1=1000 \text{ м}$ і $n=0,1$, матимемо для $\bar{x}_1 = 5$ $T=940 \text{ д}$, $t_{p,p_1} = 3400 \text{ д}$, $t_0=17550 \text{ д}$ (≈ 48 років); для $\bar{x}_1 = 2$ $\bar{T} = 210 \text{ д}$, $T_{p,p_1} = 1020 \text{ д}$, $t \approx 7000 \text{ д}$ (≈ 19 років); для $\bar{x}_1 = 1,5$ $T=80 \text{ д}$, $t_{p,p_1} = 565 \text{ д}$, $t_0 \approx 5000 \text{ д}$ (≈ 13 років) [8].

З наведених розрахунків видно, що в цілому процес опріснення протікає поволі і тривалість його обчислюється роками.

Самостійне опріснення відображає такий процес, що відбувається автоматично: при роботі берегового водозабору заповнення запасів прісних підземних вод в пласті відбувається за рахунок поверхневих вод, які вторгаються в мінералізовані підземні води і відтискають їх. В результаті цього збільшується площа прісних підземних вод і відбувається поповнення їх запасів.

Аналогічний процес самостійного опріснення відібраної води має місце при роботі лінійного ряду свердловин.

5.3 Інтрузія морських вод

Інтрузія, або проникнення морських вод, в горизонти прісних підземних вод є важливою гідрогеологічною проблемою для багатьох країн світу, що володіють протяжною береговою лінією з інтенсивним розвитком промисловості і сільського господарства в прибережній зоні [11]. Проникнення морських вод в прісні підземні води спостерігається як в природних умовах, так і при порушеному режимі підземних вод. У першому випадку інтрузія морських вод в пласті відбувається під впливом

відмінності щільності прісних та солоних вод, припливних і штормових явищ. У другому випадку, основним чинником, що зумовлює надходження морських вод у водоносні горизонти, є інтенсивний відбір підземних вод, що призводить до зниження їх рівня і захоплення морських вод областю живлення водозабору. Поряд з водовідбором інтрузії морських вод сприяють: розкривні роботи, експлуатація родовищ твердих корисних копалин, осушення, експлуатація нафтових і газових родовищ, тобто всі види гірничих робіт, що призводять до порушення гідродинамічної і механічної рівноваги взаємозв'язаної системи «водоносні горизонти – море».

Основними видами інтрузії морських вод є проникнення морських вод безпосередньо у водоносний горизонт і нагін морських вод в річки і канали й подальша фільтрація з річок і каналів в горизонт ґрунтових вод. Крім того, надходження морських вод у водоносний горизонт може відбуватися шляхом їх перетікання через слабкопроникні відкладення, літологічні «вікна», проникнення по тріщинах та розломах.

До інтрузії схильні, перш за все, ґрунтові води і перші від поверхні напірні водоносні горизонти. Водоносні горизонти, які глибоко залягають, як правило, не піддаються проникненню морських вод.

Інтрузії морських вод сприяє: а) наявність річок і каналів, що сполучаються з морем і є одним з основних шляхів проникнення морських вод в глиб суші; б) зрізаність берегової лінії, наявність заток, фіордів; в) безпосередній зв'язок морських вод з водоносним горизонтом; г) невелика витрата прісних вод, що розвантажуються в морі; д) фільтраційна неоднорідність водоносного горизонту і його шаруватість; різка неоднорідність разом з каналами і річками сприяє проникненню морських вод далеко в глиб материка.

Нагін морських вод у річки та канали відбувається під впливом вітрів, штормів, припливів. Дальність нагону морських вод залежить від витрати і уклону потоку річкових вод, ширини і глибини русла річки, тривалості та інтенсивності вітрів і припливів. Нагін морських вод в річки і канали – явище періодичне протягом року.

Швидкість просування по пласту морських вод, що вторглися, змінюється від декількох метрів до сотень метрів в рік; середні значення швидкості інтрузії з урахуванням останніх даних складають 50-80 м/рік. Просування солоних вод по пласту є не рівномірним, а циклічним процесом, при якому відносно короткі проміжки швидкого просування фронту солоних вод чергуються з уповільненням темпу його переміщення, тимчасовою стабілізацією і навіть частковим відступом. На швидкість переміщення солоних вод значною мірою впливають такі кліматичні чинники, як засуха і атмосферні опади; перші прискорюють процес інтрузії, другі уповільнюють. Межа між прісними підземними і морськими водами не є різкою, вона розмита і є областю (перехідною зоною), в межах

якої відбувається перехід від мінералізації солоних морських вод до мінералізації прісних підземних вод.

Унаслідок великої густини морських вод вони проникають у водоносний горизонт прісних вод у вигляді «клину», витягнутого по підшві пласта. Довжина такого клину, що сформувався за 15-20 років у ряді прибережних районів США (Каліфорнія, Флорида), становить 1 - 8 км.

На території Південної Італії [8], де має місце інтенсивний відбір підземних вод, морські води проникають в пласт на відстань до 50-60 км. У штаті Оріса (Індія) залежно від об'єму водовідбору, рельєфу місцевості, фільтраційних властивостей водовмісних порід дальність проникнення морських вод в пласт змінюється від 3 до 100 км. У штаті Сонора (Мексика) на побережжі Каліфорнійської затоки внаслідок інтенсивної експлуатації підземних вод для цілей зрошування спостерігається значна інтрузія морських вод; вплив морських вод фіксується на віддаленні 20 - 30 км від берега моря, вміст хлоридів в підземних водах тут складає 400 мг/л при фоновому вмісті 20 мг/дм³.

Формування клину морських солоних вод в пласті прісних підземних вод можна схематизувати в залежності від урахування або неврахування відмінностей щільності прісних та солоних вод.

У тому і іншому випадку приймається, що потік прісних підземних вод розвантажується в морі на лінії берега. Швидкість фільтрації цього потоку постійна уздовж берега і дорівнює v_e . Якщо відмінність щільності не ураховується, то прісні й солоні води є системою однакових за фізичними властивостями «різноколірних» рідин. Прісні підземні води, що розвантажуються в морі, змішуються зі всією потужністю пласта з солоними морськими водами. В результаті змішування в прибережній зоні утворюються солонуваті води, межі яких співпадають з лінією виходу пласта в море, тобто з берегом моря. З віддаленням від берега мінералізація морських вод зростає і стає рівною первинній.

Таким чином, за мінералізацією морські води можна представити такими, що складаються з двох частин: безпосередньо до берега примикає обмежений по ширині шар солонуватих вод з концентрацією c'_1 , а за ним розташовується безмежна по ширині область нерозбавлених морських вод з концентрацією c_1 (рис. 5.13). При вторгненні в пласт також утворюється система таких двох рідин – шару солонуватих вод (c'_1) і солоних вод (c_1), що йдуть після солонуватих. У цілому ряді випадків, особливо при невеликій витраті підземних вод, що розвантажуються, впливом опріснення за рахунок підземних вод можна нехтувати, і тоді, до берега моря примикатимуть солоні морські води (c_1). *Проникнення і утворення клину морських вод в пласті, якщо густина їх передбачається однаковою з густиною прісних підземних вод, відбувається тільки в результаті відбирання останніх. Надходження солоних вод до водозабору в цьому*

випадку можливо лише тоді, коли вододільна точка A області живлення водозабору зайде за лінію берега моря. Ці умови були розглянуті в п. 5.1.

Граничний дебіт водозабору, при якому не відбудеться підтягування морських вод, визначається за формулою (5.15) для одиночного водозабору і за формулою (5.42) для лінійного ряду свердловин.

Присутність в пласті солонуватих і солоних вод, їх підтягування до водозабору і змішування з прісними підземними водами може бути в розрахунках враховане запропонованим нами способом прогнозу зміни якості води на водозабірні за наявності перехідної зони від прісних вод до солоних [8].

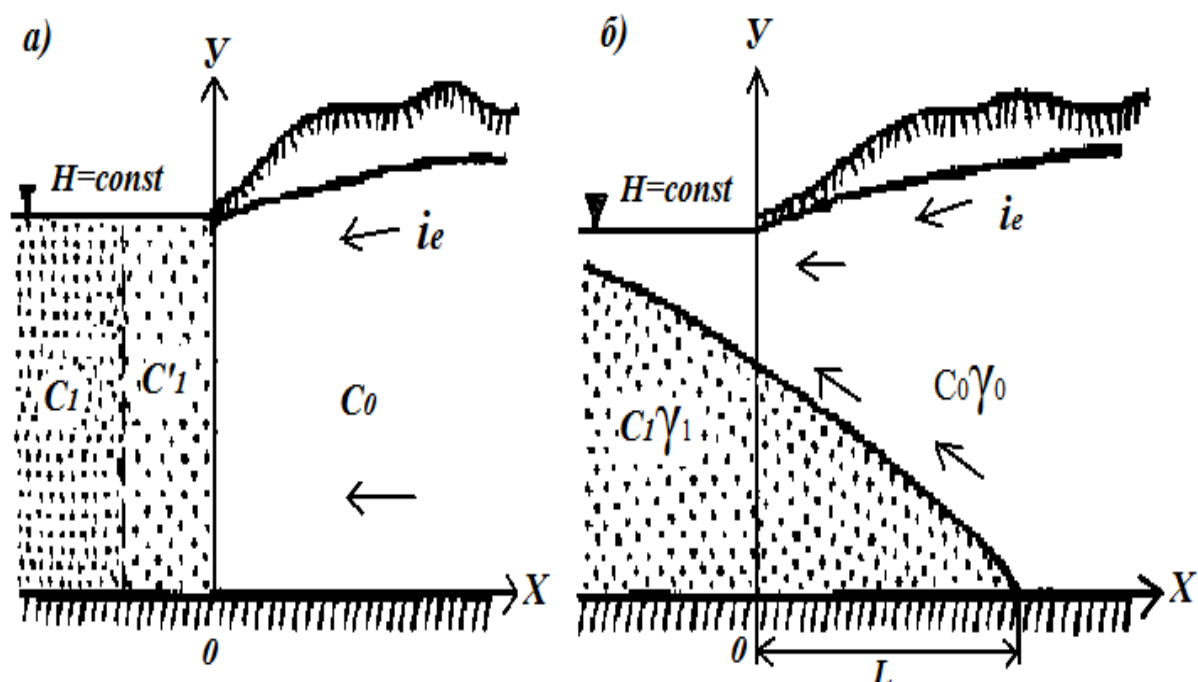


Рис. 5.13 – Умови контакту прісних підземних і морських вод в прибережному районі без урахування відмінностей густини (а) і з її урахуванням (б).

Розглянемо формування в пласті клину морських вод з урахуванням відмінностей густини морських і прісних підземних вод. У відповідності з моделлю гравітаційної деформації межі розділу двох рідин із різною густиною, по підшві пласта утворюється клин більш важких морських вод. В цьому випадку в пласті відбуватиметься рух двох протилежно спрямованих потоків: потік солоних морських вод усередину пласта і потік прісних підземних вод, що розвантажується в море. Оскільки прісні води більш легкі, вони будуть рухатися у верхній частині водоносного горизонту і розвантажуватимуться в море над солоними водами. Руху вод усередину пласта перешкоджатиме протилежно спрямований потік

прісних підземних вод. Чим більше різниця між густиною солоних і прісних вод і менше швидкість фільтрації (або уклон потоку) підземних вод, тим більше довжина клину солоних вод, що вторглися в горизонт прісних підземних вод. І, навпаки, чим менше різниця між густиною і більше швидкість фільтрації прісних підземних вод, що розвантажуються в море, тим менше довжина клину солоних вод в пласті.

Довжина L цього клину, відлічувана від берегової лінії, в умовах гідродинамічної рівноваги прісних і солоних вод приблизно характеризується залежністю

$$L = (\bar{\gamma} - 1)km / v_e \quad (5.56)$$

або з урахуванням того, що $v_e = ki_e$,

$$L = (\bar{\gamma} - 1)m / i_e, \quad (5.57)$$

де $\bar{\gamma} = \gamma_1 / \gamma_0$ – співвідношення густини солоних і прісних вод; k – коефіцієнт фільтрації; i_e – уклон потоку прісних підземних вод в природних умовах; m – потужність водоносного горизонту.

Таким чином, різниця між густиною прісних і солоних вод на відміну від розглянутого вище випадку однакової щільності обумовлює утворення клину солоних вод в пласті в природних умовах.

При водовідборі витрата прісних підземних вод, що розвантажуються в море, зменшується, а отже, зменшуються швидкість фільтрації і уклон потоку. Це призводить до порушення гідродинамічної рівноваги між прісними і солоними водами, що існував до початку водовідбору. Солоні води просуваються в глиб пласта до положення нової рівноваги, довжина клину збільшується в порівнянні з первинною.

Підставивши у вираз (5.57) значення уклон потоку і в умовах відбору підземних вод, знайдемо довжину клину солоних вод при порушеному режимі водоносного горизонту. Слід зазначити, що в природних умовах клин солоних вод є смугою солоних вод однакової ширини L уздовж всієї берегової лінії. При водовідборі його конфігурація змінюється, і на тлі рівномірної по ширині смуги солоних вод, що проникли, формуються «язики» цих вод, витягнуті у напрямку до водозабірних споруд.

Нехай прісні підземні води відбираються одиночною свердловиною або групою сконцентрованих на площі свердловин. Водозабір розташовується на осі x на відстані d від берега моря; ось y співпадає з лінією берега.

Довжину клину солоних вод в порушених водовідбором умовах можна визначити за формулою

$$L = \frac{(\bar{\gamma} - 1)m}{i_e - \frac{Q}{2\pi kmd} \times \frac{1}{1 + \bar{y}}}, \quad (5.58)$$

де $\bar{y} = y/d$.

Знаменник виразу (5.58) є градієнтом потоку підземних вод в різних точках y в умовах, порушених відбором підземних вод. При $\bar{y} = 0$ знаходимо довжину клину по осі x :

$$L_0 = \frac{(\bar{\gamma} - 1)m}{i_e - Q/(2\pi kmd)}. \quad (5.59)$$

Із збільшенням водовідбору вододільна точка A області живлення водозабору зміщується у бік моря і одночасно клин морських вод подовжується в глиб пласта. Підтягування морських вод до водозабору можливо, коли клин солоних вод буде захоплений областю живлення водозабору, тобто якщо $x_a < L$ або

$$\sqrt{d^2 - Qd/(\pi m \nu_e)} < \frac{(\bar{\gamma} - 1)m}{i_e - Q/[2\pi mkd(\bar{y} - 1)]}. \quad (5.60)$$

І навпаки, при $x_a \geq L$ підтягування морських вод до водозабору не відбудеться.

З умови (5.60) може бути визначений граничний дебіт водозабору, при якому виключається підсмоктування морських вод:

$$Q_{\text{ГП}} = \pi \nu_e m d - \pi (\bar{\gamma} - 1)^2 m^3 k / (i_e d). \quad (5.61)$$

Порівнюючи вирази (5.61) і (5.14) для граничного дебіту без урахування відмінностей густини, бачимо, що перший дебіт менше другого на поправку, що враховує відмінність густини. Коли густина рівна, вираз (5.61) переходить в (5.14). Ця поправка залежить не тільки від відмінності густини, але й від потужності водоносного горизонту m та уклону природного потоку i_e .

Аналіз показав, що при $m \leq 30 \div 40$ м, $\bar{\gamma} \approx 1,03$ (густина морської води не перевищує $1,03 \text{ г/см}^3$) та $i_e \geq 0,002$ ця поправка мала (не більше 5 - 7% від значення першого члена) і нею можна нехтувати, а граничний дебіт

оцінювати з умови (5.14). При тих же значеннях $\bar{\gamma}$ і m , але менших від значеннях i_e , поправка зростає і дебїти, розраховані за формулами (5.61) і (5.14), вже істотно розрізняються. В цьому випадку граничний дебїт слід обчислювати за формулою (5.61).

Для лінійного ряду свердловин, розташованого паралельно берегу моря (вісь x співпадає з лінією берега) на відстані d від нього, довжина клину солоних вод по осі y всередині кожного осередку ряду дорівнює:

$$L_0 = (\bar{\gamma} - 1)m / [i_e - Q / (km\sigma)], \quad (5.62)$$

де σ – відстань між свердловинами в ряду.

Так само, як і у разі одиночного водозабору, підтягування морських вод до водозабору можливо тільки тоді, коли вони потрапляють в область живлення водозабору. Умовою цього є $y_a < L_0$, або

$$\frac{\sigma}{2\pi} \operatorname{arch} \left(ch \frac{2\pi d}{\sigma} - \frac{Q}{m\sigma v_e} sh \frac{2\pi d}{\sigma} \right) < \frac{(\bar{\gamma} - 1)m}{i_e - Q / (mk\sigma)}. \quad (5.63)$$

З умови $y_a < L_0$ може бути отриманий вираз для граничного дебїту свердловини ряду, при якому ще не відбудеться підтягування морських вод до лінійного ряду:

$$Q_{\text{ПР}} = m\sigma v_e - \frac{2\pi k m^2 (\bar{\gamma} - 1)}{\frac{2\pi d}{\sigma} + \ln \left(1 - \frac{Q_{\text{ПР}}}{m\sigma v_e} \right)}. \quad (5.64)$$

Вираз у формулі (5.64), який стоїть під знаком логарифма, завжди позитивний, оскільки $Q_{\text{ПР}} < m\sigma v_e$. Розрахунок $Q_{\text{ПР}}$ проводиться методом ітерацій. Як перше наближення, приймається значення $Q'_{\text{ПР}} < m\sigma v_e$. Підставляючи значення $Q'_{\text{ПР}}$ у праву частину формули (5.64), розраховуємо значення $Q''_{\text{ПР}}$, яке використовуємо як друге наближення для розрахунку $Q_{\text{ПР}}$, і так далі. Двох-трьох наближень досить, щоб набути значення $Q_{\text{ПР}}$.

Контрольні запитання.

1. Які водозабірні споруди називаються «досконалими», а які «недосконалими»?
2. Які умови вилучення води водозабором називаються «умовами басейну»?
3. Від яких чинників залежить концентрація шуканої речовини в «умовах басейну» для поодинокі свердловини?
4. Послідовність прогнозу зміни якості води на водозаборі з поодинокі свердловини для умов басейну.
5. У якому випадку можливе підтягування забруднених підземних і річкових вод до поодинокі свердловини в умовах потоку, спрямованого до річки?
6. Як формується якість відібраної води з поодинокі свердловини в умовах потоку спрямованого від річки, коли вода у річці забруднена?
7. За рахунок якого фактора може утворитися клин морської води у пласті, коли густина морських і прісних вод рівні?
8. За яких умов можливе надходження солоних вод до водозабору, у випадку, коли густина морських і прісних вод рівні?
9. За яких умов буде зростати клин солоних вод, що «вдираються» у горизонт прісних підземних вод при урахуванні різниці в густинах морських і підземних вод?
10. Чому при водовідборі підземних вод довжина клину солоних вод у підземний водоносний горизонт зростає (при урахуванні різниці в густинах морських і підземних вод)?
11. Коли стає можливим підтягування морських вод до водозабору (при урахуванні різниці в густинах морських і підземних вод)?

6 ПІДЗЕМНИЙ ІОННИЙ СТІК

Разом з масою підземних вод у поверхневі водотоки надходить велика кількість хімічних речовин, які, переміщуючись із підземними водами утворюють підземний іонний стік. З підземним стоком пов'язані винесення та перерозподіл речовин. Цей процес має назву денудаційного [8]. Підземна денудація, або підземна хімічна денудація, характеризує винос розчинених у підземних водах хімічних речовин; що ж стосується виносу механічних частинок, суспензій, то він тут відіграє незначну роль.

Кількісною характеристикою підземного стоку є витрата підземних вод. Для підземних вод зони активного водообміну, що знаходяться в активній взаємодії з річковою мережею і живляться в основному за рахунок атмосферних опадів, важливими характеристиками підземного стоку є коефіцієнт підземного стоку та коефіцієнт підземного живлення річок. *Коефіцієнт підземного стоку представляє собою відношення величини витрати підземних вод до кількості атмосферних опадів, тобто він показує, яка частина атмосферних опадів витрачається на живлення підземних вод. Коефіцієнт підземного живлення є відношенням підземного стоку, який формується за рахунок дренажу, до загального річкового стоку. Ця величина показує, яка частина витрат води річки зумовлена живленням підземними водами.*

Винесення розчиненої речовини з підземними водами – один з найбільш важливих процесів міграції хімічних елементів в земній корі. Щорічно підземним стоком перерозподіляється приблизно $2,8 \cdot 10^8$ т розчинених речовин, поверхневим же стоком виноситься в середньому $1,6 \cdot 10^8$ т.

6.1 Визначення підземного іонного стоку

Кількісна оцінка підземної хімічної денудації може бути здійснена шляхом розрахунку кількості розчинених речовин, які виносяться підземними водами, тобто розрахунку іонного підземного стоку [Іваненко]. Такі розрахунки зазвичай робляться за меженним іонним стоком річок, виходячи з того, що в межень основним джерелом живлення більшості річок є підземні води. Але ці розрахунки досить умовні, через те, що межений стік річок лише наближено характеризує підземний стік; хімічний склад річкових вод у період межені формується в результаті змішування підземних вод багатьох горизонтів, а також надходження вод зі схилів і промислових скидів. Додамо, що роль промислових скидів у формуванні хімічного складу річкових вод у межений період перебільшена, оскільки стічні води скидаються в річки здебільшого в паводок.

Під підземним іонним стоком розуміється сума солей, які переносяться в розчиненому стані підземними водами від областей живлення до місць дренажу. У районах, що дреноються річками, мігруючі речовини потрапляють в них, а потім виносяться в моря або внутрішні водойми, де й відбувається їх накопичення.

При складанні карти підземного іонного стоку для характеристики території використовується модуль підземного іонного стоку.

Підземний іонний стік для кожного району, який характеризується спільністю гідрогеологічних умов, можна розрахувати згідно з формулою

$$Q_{nidz.i} = cQ_{nidz}, \quad (6.1)$$

де $Q_{nidz.i}$ – витрата підземного іонного стоку;

Q_{nidz} – витрата підземного стоку;

c – концентрація хімічних компонентів у підземних водах.

Модуль підземного стоку іонів отримаємо після ділення $Q_{nidz.i}$ на площу водозбору F

$$\bar{q}_{nidz.i} = \frac{Q_{nidz.i}}{F}. \quad (6.2)$$

На основі викладеного можна висловити деякі міркування, стосовно впливу техногенних умов на поверхні землі на підземний іонний стік.

У природних умовах, коли не спостерігається вплив різних форм господарської діяльності, підземний іонний стік буде формуватися за рахунок природних процесів взаємодії в системі вода-порода (розчинення, вилуговування, катіонний обмін та ін.) й живлення незабрудненими атмосферними опадами. Назвемо його природним підземним іонним стоком.

В умовах господарської діяльності (у техногенних умовах) на природний підземний іонний стік буде накладатися потік з поверхні землі різних речовин антропогенного походження. Привнесення цих речовин у підземні води змінює їх хімічний склад у порівнянні з фоновим станом, впливає на процеси взаємодії підземних вод з породами.

Стічні води, які скидаються в приймачі, витрачаються на фільтрацію, випаровування; значна їх частина після очищення скидається в річки. Важко точно оцінити, яка частина зворотних вод досягає підземних вод й забруднює їх. Але близько 15-20% стічних вод, що поступають до приймачів відходів, фільтрується і потрапляє у водоносні горизонти. Разом з ними у водоносні горизонти потрапляють забруднювальні речовини, які містяться в цих водах. Вони включають понад 90 різних компонентів і сполук, значну частину яких складають органічні сполуки.

Ці сполуки, як і цілий ряд інших речовин, або порівняно швидко розкладаються, або сорбуються породами. Тому їх міграційна здатність невелика.

З точки зору тривалої міграції в підземних водах, а відповідно й в участі у формуванні підземного іонного стоку, інтерес представляють стійкі речовини (головним чином, мінеральні сполуки), такі, як нітрати, хлориди, сульфати і ряд інших. Якщо прийняти, що щорічно у водоносні горизонти фільтрується 20% зворотних вод, то разом з ними потрапляє в підземні води така ж частина речовин. Можна припустити, що антропогенна складова іонного стоку з урахуванням цих факторів буде становити не менше 15-20% всього підземного іонного стоку [8].

Для визначення концентрацій мінеральних речовин, властивих підземному стоку різних річок України рекомендується застосовувати гідрохімічне районування (додаток А), виконане для території України в Київському Національному університеті імені Тараса Шевченка під керівництвом проф. В.І. Пеляшенка та Л.М. Горєва [6].

6.2 Визначення підземного стоку на основі генетичного підходу А.М. Бефані

Для визначення підземного іонного стоку необхідна інформація про підземний стік, яка зазвичай відсутня. У таких випадках рекомендується використовувати просторові узагальнення гідрологічних та гідрохімічних характеристик підземного стоку. Водні ресурси, згідно генетичному підходу А.М. Бефані (1957) та О.В. Попова (1968) можна розглядати як суму двох складових – поверхневу і підземну [3, 18]. Для визначення середніх багаторічних величин річного підземного стоку А.М.Бефані та його учнями [17, 22] виконані просторові узагальнення чинників, які зумовлюють формування підземного стоку. Основою є дані про підземну складову стоку, які отримуються шляхом розчленування гідрографів стоку [9]. В результаті побудовані карти ізоліній річних норм інфільтрації U_0 річних опадів у водоносні горизонти, показники гідрогеологічної будови водозборів (a_r, F_{1kp}), а також дані про площі водозборів. Згідно дослідженням А.М. Бефані (1957) річка отримує стійке підземне живлення, коли її русло «перерізає» основні водоносні горизонти. Стабілізація підземного живлення настає при площі, яка має назву «другої критичної» і позначається як F_{2kp} . Перша критична площа F_{1kp} відповідає площі водозбору, при якій річка починає отримувати підземне живлення. При площі водозбору менше другої критичної та більше F_{1kp} ($F_{1kp} < F < F_{2kp}$) існує залежність припливу підземних вод в русло річки від площі водозбору. Із збільшенням площі водозбору зростає її ерозійний вріз у

підстильну поверхню, що супроводжується збільшенням ґрунтового живлення.

Формула А.М. Бефані для розрахунків середньої багаторічної величини підземного припливу до русла річки має такий вигляд

$$\bar{Y}_{пдз.} = \varphi U_0, \quad (6.3)$$

де U_0 – норма інфільтрації опадів у водоносні горизонти

Кarti ізоліній U_0 для різних територій України наведена у роботах [Бефані і Мельничук, Новосад, Сорокін] та у додатку Б.

Вплив площі водозбору та його гідрогеологічних особливостей на підземний стік враховується за допомогою редукційного множника

$$\varphi = th \left(a_{\Gamma} n_3 \sqrt{\frac{F}{F_{1kp}}} - 1 \right), \quad (6.4)$$

де a_{Γ} – гідрогеологічний параметр, рівний відношенню потужності всіх потоків підземних вод зони дрeнування по вертикалі до максимальної глибини дрeнування;

n_3 – показник інтенсивності наростання підземного припливу;

F – площа водозбору;

F_{1kp} – перша критична площа.

Параметр a_{Γ} для території України береться рівним 0,25. Першу критичну площу також можна визначити за такою формулою

$$F_{1kp} = \frac{1}{\rho^2}, \quad (6.5)$$

де ρ – коефіцієнт густоти річкової мережі.

У табл. 6.1 наведене співставлення розрахунків норм підземного припливу, визначених на основі розчленування гідрографів та розрахованих за формулою А.М. Бефані, на основі чого можна зробити висновки про їх задовільну узгодженість.

При необхідності визначити підземний приплив у річку для кожного року можна використати наближений підхід: річна величина припливу підземних вод розраховується як середнє арифметичне місячних норм стоку у період зимової та літньо-осінньої межени

$$q_{пдз} = \frac{q_{30,l} + q_{30,z}}{2}, \quad (6.6)$$

Таблиця 6.1 – Середні багаторічні величини річного підземного припливу, визначені за (6.3)

№	Річка – пост	F , км ²	$\bar{Q}_П$, м ³ /с	$\bar{Y}_{ПДЗ}$, мм	$\bar{Y}_{ПДЗ}$, мм (за А.М. Бефані)
345	р. Псел – м. Суми	7770	6,67	27	26
346	р. Псел – м. Гадяч	11300	10,6	30	28
347	р. Псел- с.Запсілля	21800	24,0	35	30
352	р. Хорол – м. Миргород	1740	1,04	19	22
352	р.Говтва- с.Михнівка	1560	0,91	18	22
356	р.Ворскла– с.Чернеччина	5790	4,62	25	24
	р. Ворскла – м. Полтава	9370	8,41	28	25
357	р. Ворскла – м. Кобеляки	13500	13,2	31	27
360	р. Мерло – м. Богодухів	309	0,122	12	13
430	р.Сів.Донець– с.Кисельово	740	0,361	15	15
431	р.Сів.Донець– с.Дальні Піски	1700	1,01	19	17
432	р.Сів.Донець– с.Огірцеве	5540	4,38	25	22
433	р.Сів. Донець – м. Чугуїв	10300	9,46	29	24
434	р.Сів. Донець – м. Зміїв	16600	17,0	32	26
440	р. Болховець – м. Білгород	394	0,165	13	13
441	р. Нежеголь – с. Великотроицьке	274	0,105	12	12
444	р. Короча – с.Короча	378	0,157	13	13
445	р. Вовча – м. Вовчанськ	1330	0,747	18	17

де $q_{\text{підз}}$ – модуль підземного стоку;

$q_{30, \text{л}}$ $q_{30, \text{з}}$ – 30-ти добові мінімальні модулі стоку за літньо-осінню та зимову межінь відповідно.

На стік межені значно впливає залісеність водозбору, яка має водорегулююче і водоохоронне значення [9]. Окрім гідрологічної ролі лісам властива і їх екологічна значущість: штучні лісові насадження затримують змив з розораних площ верхнього шару ґрунтів з отрутохімікатами та вимивання з неї хімічних речовин. Важливою властивістю лісових ґрунтів є їх здатність до взаємодії з важкими металами, при якій утворюються комплексні хімічні сполуки. Так, на річках Самара та Орель, на водозборах яких заходяться великі промислові комплекси, значна частина важких металів зосереджується у луково-лісових ґрунтах заплав [19]. *Луки як і ліси затримують та акумулюють у кореневій та надземній частинах хімічні елементи, які надходять з полів. Луки, ліси та болота відіграють дуже важливу роль у накопиченні біогенних елементів і є природним біофільтром.*

Контрольні запитання.

1. Визначення витрати підземного іонного стоку.
2. Записати вираз для визначення модуля підземного іонного стоку.
3. За якими літературними даними визначаються концентрації головних іонів річок України при відсутності даних спостережень.
4. Описати визначення річної норми підземного стоку у природних умовах для невивчених річок за методикою А.М.Бефані.
5. Дати визначення норми інфільтрації.
6. Дати визначення першої та другої критичних площ.
7. Який відсоток становить антропогенна складова іонного стоку від усього підземного іонного стоку розглядуваної річки?
8. Екологічна роль лісів, лук та боліт.

7 МОНИТОРИНГ ПІДЗЕМНИХ ВОД

Дебіт підземних вод визначають у пунктах спостережень, розташованих на водозборах і родовищах мінеральних вод. Здебільшого на пунктах дебіт визначають щоденно.

Державна геологічна служба України досліджує стан підземних вод. Має розвинуту мережу свердловин (4500), в яких ведуться спостереження за рівнем підземних вод, їх хімічним складом (мінералізацією, вмістом нітратів, важких металів та інших речовин антропогенного походження).

Державний комітет України з земельних ресурсів за допомогою агрохімічних лабораторій кожної області веде спостереження за допомогою агрохімічних лабораторій кожної області за забрудненням ґрунтового і рослинного покриву і пов'язаними з ними поверхневими і підземними водами, а також за станом берегової лінії озер, річок, водосховищ і морів, зрошуваних та осушених земель. Задіяно 40 стаціонарних пунктів.

Періодичність замірів рівня, температури і дебіту підземних вод здійснюється залежно від режиму підземних вод (1-10 разів на місяць по пунктах природного і слабо порушеного режиму). Проби води на хімічний аналіз беруться залежно від складності гідрогеологічного і гідрохімічного стану об'єкта і поставлених завдань 1-12 разів на рік або частіше, залежно від виробничої необхідності підприємств, що використовують підземні води.

Для контролю стану підземних вод і своєчасного прийняття спеціальних заходів щодо їх охорони на усіх централізованих водозаборах підземних вод повинна бути обладнана мережа свердловин для проведення систематичних спостережень за якістю та рівнем підземних вод на ділянці водозаборів, так і на прилеглих територіях і в межах депресійної лійки. Ця мережа використовується з метою контролю впливу водозабору на довкілля (в т. ч. на інші джерела водопостачання) та своєчасного визначення і прогнозування надходження до водозабору забруднених або природних некондиційних вод.

Пункти спостереження, де відбираються проби води для вивчення хімічного її складу, вибираються таким чином, щоб вони характеризували типові ділянки водоносного горизонту. У першу чергу такі пункти спостереження розташовуються на перетинах шляху руху забруднювальних речовин або там, де є основні джерела забруднення.

Лабораторний контроль якості підземних вод здійснюються підприємством, що забруднює підземні води. Територіальними органами державної санітарно-епідеміологічної служби МОЗ України виконується вибірковий контроль показників хімічного, радіологічного та бактеріологічного забруднення, які мають вплив на здоров'я населення.

Геологічні територіальні організації здійснюють контроль показників мінералізації, жорсткості, хімічного забруднення.

Масштаб геохімічних досліджень визначається рівнем попередньої вивченості території і масштабом техногенного впливу на неї. Кінцевим результатом геохімічних досліджень є виділення геохімічних ландшафтів. Радіоекологічні дослідження – один з напрямів геохімічних досліджень, за допомогою якого оцінюють ступінь ураження території радіоактивними речовинами. Для оцінювання міграційної здатності забруднювальних речовин використовуються два види коефіцієнтів:

- коефіцієнт біологічного накопичення (КБН):

$$K_{\text{бн}} = C_i / C_{\text{ф}}, \quad (7.1)$$

C_i – вміст хімічних елементів в біологічних об'єктах;

$C_{\text{ф}}$ – фоновий вміст досліджуваного елемента для даного об'єкта.

- коефіцієнт біологічного поглинання (КБП):

$$K_{\text{бп}} = C_i / C_x, \quad (7.2)$$

C_i – вміст хімічного елемента чи забруднювальної речовини в біологічних об'єктах;

C_x – вміст того ж елемента в субстраті або у ґрунті.

Ці коефіцієнти враховуються при виборі місць для розташування пунктів гідрологічного моніторингу.

Гідрохімічні дослідження підземних вод. Вони супроводжуються відбором проб з природних джерел, криниць, свердловин. При виборі об'єкта для відбору проби враховується ступінь техногенної змінності навколишнього середовища, рівень природної захищеності водоносних горизонтів, який залежить від особливостей гідрогеологічної будови та характеру техногенного впливу на територію.

Фізичними властивостями підземних вод, які контролюються у процесі моніторингу є:

- колір;
- прозорість;
- смак;
- запах;
- завислі речовини;
- температура.

Визначення фізичних властивостей підземних вод здійснюється водночас з визначенням їхнього хімічного складу. При здійсненні державного моніторингу виконують, зазвичай, стандартний аналіз води, який передбачає визначення таких складових (мікроелементів): натрій,

калій, амоній, кальцій, магній, залізо, гідрокарбонат – і карбонат іони, хлор, сульфати, нітрити, нітрати, кремнієва кислота, вільна та агресивна вуглекислота, жорсткість загальна, карбонатна, постійна і тимчасова, водневий показник (рН), загальна мінералізація, окиснюваність.

За спеціальним завданням, переважно на локальному та детальному рівнях а також на ділянках виникання надзвичайних ситуацій додатково визначають вміст: нафтопродуктів, фенолів, ціанідів, миш'яку, свинцю, ртуті, хрому, міді, кадмію, пестицидів. На родовищах мінеральних вод, крім цього, визначають вміст газів, розчинених органічних речовин і бактеріологічний склад (колі-титр, колі-індекс).

На визначених об'єктах моніторингу можуть виконувати декілька видів хімічного аналізу вод:

- оперативний;
- стислий;
- аналіз на вміст органіки;
- бактеріологічний.

Оперативний аналіз здійснюють з метою контролю за параметрами, які визначають головні (бальнеологічні) властивості вод. *Стислий аналіз* включає визначення вмісту основних мікроелементів (катионів та аніонів). Періодичність і перелік пунктів досліджень визначає головний гідрогеолог станції.

Під час вивчення хімічного складу підземних вод на меліоративних землях визначають такі компоненти: pH , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Fe^{2+} , нітрат - іон, нітрит - іон, нафтопродукти, жорсткість, мінералізація.

На окремих системах за спеціальним завданням визначають хімічний склад ґрунтів і ґрунтових вод, у тому числі отримують дані щодо вмісту макро- і мікроелементів. Останніми роками у зв'язку з відсутністю коштів, такі аналізи не виконуються. Для кожної станції моніторингу річки, озера чи джерела підземних вод потрібна додаткова інформація про фізичні характеристики водного об'єкта й антропогенні навантаження, яких він зазнає (табл.7.1).

Санітарно-технічне обстеження підземних джерел водопостачання. При цьому обстеженні звертають увагу на правильність їх влаштування та експлуатації. Наприклад, стінки (зруб) шахтного колодязя повинні бути водонепроникними, виступати над поверхнею землі не менше ніж на 0,8м. Навколо колодязя має бути зроблено глиняний "замок" глибиною 2 м і шириною 0,7-1 м, а зверху для стоку поверхневої води – глиняне вимощення в радіусі 2 м з уклоном від колодязя. Колодязь повинен бути закритий, щоб не потрапляли атмосферні опади, огорожений. У колодязі обов'язково має бути загальне відро.

Санітарно-епідеміологічне обстеження підземних джерел водопостачання. Проводять обстеження в основному так, як і для поверхневих джерел водопостачання.

Таблиця 7.1 – Інформація про фізичні характеристики вод та антропогенні впливи, яка включена до базової мережі моніторингу річок, озер і підземних вод [13]

Інформація	Річки	Озера	Підземні води
Фізичні характеристики:			
порядок притоки, на якій розміщено станцію	v		
глибина (середня)		v	
площа поверхні		v	
площа частини водозбірної басейну, розміщеної вище від станції	v	v	
площа водозбірної басейну, що живить підземний водоносний горизонт або впливає на нього			v
висота станції (озера) над рівнем моря	v	v	
довгота і широта	v	v	v
довжина ділянки річки вище від станції проти течії	v		
гідрогеологія			v
тип водоносного горизонту			v
площа водоносного горизонту			v
тип ґрунту й геологічна будова водозбірної басейну	v	v	v
чисельність населення на ділянці водозбірної басейну, розміщеної вище від станції	v	v	v
види землекористування у верхній частині водозбірної басейну, %:			
частка сільськогосподарських земель	v	v	v
частка орних земель	v	v	v
частка лісових угідь	v	v	v
частка земель, зайнята населеними пунктами міського типу	v	v	v
навантаження на верхню ділянку від точкових джерел	v	v	v
використання добрив на верхній ділянці водозбірної басейну	v	v	v

Гігієнічна оцінка якості води (або, як говорять у санітарній практиці, «читання аналізу»). Складання висновку щодо якості води полягає у виконанні таких етапів: 1) встановлення типу вимог до якості води; 2) визначення завдань, які стоять перед представником санітарної служби; 3) визначення необхідного обсягу досліджень залежно від поставленого завдання; 4) перевірка повноти наданих матеріалів; 5) оцінка даних санітарних обстежень; 6) оцінка результатів санітарних досліджень; 7) складання загального висновку.

Розрізняють три типи вимог до якості води: I тип – до якості водопровідної води для централізованого водопостачання (стандарт 2874-82 «Вода питна. Гігієнічні вимоги і контроль за якістю»); II тип – до якості питної води місцевих джерел водопостачання («Санітарні правила по обладнанню і утриманню колодязів і каптажів джерел, які використовуються для децентралізованого господарсько-питного водопостачання»); III тип – до якості води джерел централізованого господарсько-питного водопостачання (стандарт 2761-84 «Джерела централізованого господарсько-питного водопостачання. Гігієнічні, технічні вимоги і правила вибору»). У III типі виділяють три класи або підтипи для поверхневих джерел водопостачання і три – для підземних (табл. 7.2).

За класифікацією *підземних джерел водопостачання* до 1-го класу відносяться такі, вода яких за всіма показниками відповідає вимог стандарту 2870Д2 «Вода питна» і може одразу використовувати населенням. До 2-го класу – такі, вода

Таблиця 7.2 – Перелік пропонованих для моніторингу показників якості підземних вод [13]

Група	Параметри
1.Описові параметри	Температура, Ph, РК, електропровідність
2.Головні йони	Ca, Mg, Na, K, HSO ₃ , Cl, SO ₄ , PO ₄ , NH ₄ , NO ₃ , NO ₂
3.Додаткові параметри	Залежно від особливостей місцевих джерел забруднення (видів землекористування)
4.Важкі метали	Hg, Cd, Pb, Zn, Cu, Cr залежно від особливостей місцевих джерел забруднення (видів землекористування)
5.Органічні речовини	Ароматичні та галогенізовані вуглеводні, феноли, хлорфеноли залежно від особливостей місцевих джерел забруднення (видів землекористування)
6. Пестициди	Залежно від використання пестицидів на місцях, видів землекористування та частоти наявності пестицидів в підземних водах
7. Мікроби	Загальні колі форми, фекальні колі форми

яких має деякі відхилення від вимог стандарту на питну воду, що можуть бути усунуті аеруванням, фільтруванням; знезараженням. Якість води у джерелах 3-го класу дещо нижча, ніж у джерелах 2-го класу. Для усунення відхилень від стандарту необхідні більш складні прийоми обробки (застосування аерації, окиснення, коагуляції та ін.).

Клас джерел водопостачання визначається проектною організацією. Показники якості води у паводковий період не повинні впливати на загальну оцінку джерела, але вони враховуються при виборі схем очистки води.

При написанні висновку необхідно керуватися вимогами до якості питної води і змін складу природних вод, які наведено у табл. 7.3-7.5.

Таблиця 7.3 – Органолептичні показники якості води згідно з типами вимог (I-III)

Показник	I	II	III					
			Підземні води			Поверхневі води		
			1	2	3	1	2	3
Запах за температури 20 та 60 °С, бали	2	2	2	2	2	2	3	4
Присмаки, бали	2	2	2	2	2	2	3	4
Каламутність, мг/л	1,5	1,5	1,5	1,5	10	20	1500	10000
Колірність, град	20	20	20	20	50	35	120	200
Сірководень, мг/л	-	-	-	3	10	-	-	-
Забарвлення	Відсутність у стовпчику 20 см					Багато домішок		
Зовнішній вигляд	Не містить видимі неозброєним оком домішки							
Температура	8-25	8-20	8-12	8-12	8-12	8-25	8-25	8-25

Таблиця 7.4 – Показники, які характеризують епідемічну безпеку
води за типами вимог (І -ІІІ)

Показник	І	ІІ	ІІІ		
			Підземні води		
			1	2	3
Кількість сапрофітних мікроорганізмів у 1 мл води	100	200-400	100	100	100
Кількість бактерій групи кишкової палички (БГКП) в 1 л води	3	10	3	100	100
Кількість лактозо-позитивних кишкових полічок (ЛКП) в 1 л води	—	—	—	—	—
Кількість збудників кишкових інфекцій (сальмонели, шигели, ентеровіруси) в 1 л води	0	0	0	0	0
Кількість Е солі в 1 л води	—	—	—	10	10
Кількість ентерококів в 1л води	—	—	—	10	10
Кількість коліфагів в 1 л води	—	—	—	100	100
Перманганатна окиснюваність, мг O ₂ /л	3-4	4-5	2	5	15
Амонійні солі мг/л	0,01-0,1	0,01-0,1	0,01-0,1	0,01-0,1	0,01-0,1
Азот нітритів, мг/л	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Азот нітратів, мг/л	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Розчинений кисень, мг/л (не менше);	—	—	—	—	—
БСК ₂₀ , мг O ₂ /л	—	—	—	—	—

Таблиця 7.5 – Показники, які характеризують шкідливість води за природним хімічним складом згідно з типами вимог (I- III)

Показник	I	II	III		
			Підземні води		
			1	2	3
Сухий залишок, мг/л	1000 (1500)*	1000 (1500)	1000 (1500)	1000 (1500)	1000 (1500)
pH	6,5-9	6-9	6-9	6-9	6-9
Твердість, ммоль/л	7(10)	7(10)	7(10)	7(10)	7(10)
Хлориди, мг/л	350	350	350	350	350
Залізо, мг/л	0,3	0,3	0,3	10	20
Сульфати, мг/л	500	500	500	500	500
Нітрати, мг/л	45	45	45	45	45
Фтор (F), мг/л	1,5- 0,7	1,5- 0,7	1,5- 0,7	1,5 0,7	5
Йод (I), мг/л	40-50	5-50	40-50	40-50	40-50
Цинк (Zn^{2+}), мг/л	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
Молібден (Mo^{2+}), мг/л	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
Арсен (As^{3+}), мг/л	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Селен (Se^{6+}), мг/л	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Свинець (Pb^{2+}), мг/л	0,03	0,3	0,03	0,3	0,3
Стронцій ($8r^{2+}$), мг/л	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0

7.1 Біохімічна очистка стічних вод у ґрунтах

При надходженні в ґрунт стічних вод органічні речовини окислюються за наявності вільного кисню мікроорганізмами, без яких чисто хімічним шляхом ніякого окиснення органічних речовин у ґрунті не було. Населення ґрунту представлено досить широко: бактерії, гриби, водорості, найпростіші й безхребетні. Але домінують бактерії.

Для очистки стічних вод у природних умовах використовуються типи споруд: поля зрошення, поля фільтрації, поля підземної фільтрації.

Поля зрошення. На полях зрошення агрономічні інтереси поєднуються із завданням очистки стічних вод. Стічна рідина, протікаючи між грядками, фільтрується; на поверхні ґрунту затримуються колоїдні та суспензійні речовини, які потім окислюються біохімічним шляхом. Розчинені речовини в стічній рідині проходять по капілярах ґрунту на глибину близько 0,5 м. За час проходження через активний шар ґрунту вони окислюються до вуглекислоти, води, нітратів і сульфатів. Для того, щоб

окиснення проходило безперервно, необхідне постійне надходження атмосферного повітря слідом за стічною рідиною, яка просочується. Тому, зрозуміло, глинисті ґрунти не є придатними, але не придатними є і великозернисті піски, оскільки стічна рідина швидко фільтрується через них і не встигають відбуватися процеси окиснення, адсорбції тощо. Найбільш оптимальними ґрунтами для влаштування полів зрошення є структурні супіщаники, суглинки і чорноземи.

Недоліком полів зрошення є сезонність їх роботи, оскільки в зимовий час ефективної очистки не відбувається.

Для запобігання можливого поширенню інфекції через ґрунтові води забороняється розташовувати поля зрошення на територіях, які входять до першого і другого поясів зон санітарної охорони джерел централізованого водопостачання, мінеральних джерел, курортів, у заплавах річок, а також за високого рівня ґрунтових вод.

У стічних водах, що надходять на поля, присутня значна кількість завислих і жироподібних речовин, які швидко замулюють ґрунт; в них є також яйця гельмінтів і патогенні мікроби, які можуть потрапити до сільськогосподарських культур. Тому стічні води треба перед надходженням на поля зрошення пропускати через первинні відстійники, де навіть за 2 роки відстоювання затримується 90% гельмінтів.

Крім сільськогосподарських полів зрошення, є ще і так звані комунальні поля зрошення, які призначені лише для очистки стічних вод.

Поля фільтрації. На полях фільтрації сільськогосподарські культури не вирощуються, а здійснюється лише очистка попередньо освітлених стічних вод. Навантаження на ці поля є більш високим, ніж на поля зрошення. Разом з тим різко погіршується постачання киснем аеробних біоценозів. Тому рекомендується кілька разів протягом літа переорювати поля фільтрації, обладнувати дренажі. При розміщенні полів фільтрації треба враховувати санітарні норми (через запахи, поширення мух). Вони повинні знаходитися на відстані 300-1000 м від міської забудови і бути огороженими зоною зелених насаджень.

Поля підземної фільтрації (зрошення). У цьому разі стічні води розподіляються по трубах під землею (дренаж). Дренажні труби розміщуються на межі між підґрунтовим і активно працюючим шаром ґрунту. Влаштування полів підземної фільтрації припустиме лише при низькому рівні ґрунтових вод (не вище 2 м від поверхні). На полях можна вирощувати різні сільськогосподарські культури і розміщувати їх поблизу від житлових споруд (8-25 м). Використовуються вони для очистки стічних вод невеликих населених пунктів, груп споруд, санаторіїв, шкіл.

Контрольні запитання

1. Якими державними службами відбувається моніторинг підземних вод?
2. Які вимоги пред'являються до пунктів спостереження, де відбираються проби води для визначення хімічного її складу?
3. Які коефіцієнти використовуються для оцінки міграційної здатності забруднювальних речовин?
4. Перерахуйте фізичні та хімічні властивості підземних вод, які контролюються під час моніторингу.
5. Перерахувати види хімічного аналізу вод.
6. Які етапи включає в себе складання висновку щодо якості води?
7. Перерахувати основні типи споруд для очищування стічних вод у природних умовах.

СЛОВНИК ТЕРМІНІВ

Агресивні води – води, хімічний склад яких зумовлює руйнування металів та інших матеріалів.

Алювіальні води – води, які залягають у алювіальних відкладах сучасних та стародавніх долин.

Антропогенна вода – вода, склад якої зумовлений взаємодією природних та антропогенних компонентів.

Артезіанські води – напірні, пластові підземні води, обмежені водотривкими шарами.

Артезіанський пласт – водоносний пласт, обмежений зверху водонепроникним шаром. Тиск на верхній межі шару перевищує атмосферний.

Базис ерозії – висотна відмітка, яка визначає нижню межу врізання русла річки у земну поверхню.

Безнапірний рух ґрунтових вод – рух ґрунтових вод, при якому потік ґрунтових вод має вільну поверхню, яка називається депресивною.

Вода – найважливіший чинник для всього живого на Землі. Вода є постійним компонентом середовища організмів. Багато видів організмів живуть у воді, а ті що живуть на суходолі, значною мірою залежать від вмісту води у середовищі. Вода у житті організмів відіграє різну роль: входить до її складу як основний компонент, бере участь у процесах обміну речовин з середовищем як розчинник і метаболіт тощо.

Вода артезіанська – підземна вода, що міститься між водонепроникними шарами у вигляді водяних лінз (озер). Якщо вода перебуває під значним гідростатичним тиском, то вона може вибиватися на поверхню або фонтанувати.

Вода в біосфері – екологічна найважливіша субстанція на Землі, яка становить основну масу всіх живих істот на планеті, тому життя без води неможливе. Хімічний склад крові, тканинної рідини та ін. близький до хімічного складу морської води, в якій зародилося життя. Загальна маса води, що міститься в живих організмах (рослинних і тваринних), досягає $2,5 \cdot 10^{12}$ т (2,5 тис. км³).

Вода зворотна – це вода, яка повертається за допомогою технічних споруд і засобів з господарської ланки у вигляді стічної, шахтної, кар'єрної чи дренажної води.

Вода очищена – вода, вміст домішок у якій не перевищує природного фону або певної допустимої величини.

Вода питна – вода, показники бактерій, органолептичних властивостей і ступеня хімічних речовин у якій перебувають у межах норм питного водопостачання.

Вода промислова – вода, ресурси і склад компонентів якої достатні для використання цих компонентів у промислових масштабах.

Вода стічна – це вода, яка утворилася в процесі господарсько-побутової та виробничої діяльності (крім шахтної, кар'єрної чи дренажної води), а також відведена із забудованої території, на якій вода утворилася внаслідок випадання атмосферних опадів.

Вода технічна – вода, за винятком питної, мінеральної і промислової, яка придатна для використання в народному господарстві.

Вода умовно чиста – 1) вода, незабруднена понад встановлений рівень, або в якій завдяки додаванню чистої води концентрація забруднювальних речовин доведена до дозволеного законодавством рівня; 2) стічні води, спускання яких без очищення у водойми не викликає порушення норми якості води в місцях водокористування.

Вода чиста – вода, яка не містить забруднювальних речовин. З санітарного погляду вода чиста не викликає погіршення здоров'я людини. Вода чиста – нерідко умовне, суб'єктивне поняття, оскільки в ній можуть міститися речовини і мікроорганізми, недопустимі для одних людей і цілком придатні для інших (в одних вони викликають, в інших – не викликають хворобливий стан).

Води вадозні – підземні води, що містяться у порах, шпарах та порожнинах верхніх шарів земної кори і беруть участь у загальному колообігу води на Землі. Деяка частина вод вадозних формується з атмосферних опадів.

Води ґрунтові – підземні води першого від поверхні землі постійного водоносного горизонту. Утворюються в основному за рахунок інфільтрації (просочування) води атмосферних опадів, річок, озер, ставків, каналів, а також за рахунок конденсації водяної пари. Подекуди запаси ґрунтової води поповнюються висхідними водами глибших шарів.

Води дренажні – поверхневі або підземні води які збираються дренажними спорудами і відводяться в інше місце.

Води підземні – води, які містяться в ґрунті та геологічних породах земної кори у будь-яких фізичних станах, включаючи хімічно зв'язану воду.

Води поверхневі – води, які тимчасово чи постійно перебувають на земній поверхні як водні об'єкти будь-якого (твердого, рідкого) фізичного стану. До вод поверхневих належать води річок, тимчасових водостоків, озер, водосховищ, ставків, тимчасових водойм, боліт, льодовиків, зледенінь та снігового покриву.

Води прісні – води з вмістом розчинних солей до 1 г/см^3 (залежно від хімічного складу).

Води солоні – води з різним вмістом розчинних солей: слабо солоні – містять $3\text{-}10 \text{ г/ см}^3$ розчинних солей, солоні і дуже солоні – $190\text{-}50 \text{ г/ см}^3$, розсоли (ропа) – понад 50 г/ см^3 розчинних солей.

Води термальні – нагріті або навіть перегріті води з температурою понад 100 °С. Води, які природно виливаються із земних надр або добуваються із свердловин.

Водний переріз – поперечний переріз водного потоку.

Водовідведення – це повернення води водокористувачами після її використання у виробничих процесах, у комунальному господарстві. Повернуті води кількісно визначаються різницею між використанням свіжої води і безповоротними втратами.

Водокористувачі – це галузі господарства, які не забирають воду з водного об'єкта або ж забирають її на короткий час і знов повертають; при цьому може змінюватись режим водойми (гідроенергетика, водний транспорт, рибне господарство).

Водоносність річки – кількість води, яка переноситься річкою у середньому за рік.

Водоспоживачі – це галузі господарства, які забирають воду з водного об'єкта і зовсім її не повертають, або ж повертають в іншому місті, меншу кількість та зміненої якості (зрошуване землеробство, комунальне і промислове водопостачання, теплоенергетика).

Забруднювальна речовина – це будь-яка хімічна речовина, тепло чи біологічний вид, який в результаті господарської діяльності людини потрапляє у водний об'єкт чи утворюється у ньому у кількостях, що виходять за природні граничні коливання чи середній природний фон і спричиняють погіршення якості води.

Засмічення вод – накопичення у природних об'єктах сторонніх предметів.

Ізотропні ґрунти – ґрунти, фільтраційні властивості яких не залежать від напрямку руху підземних вод.

Каналізація – комплекс інженерних споруд, призначений для забору, вилучення та очищення стічних вод.

Коефіцієнт підземного стоку – відношення величини стоку підземних вод до кількості опадів, які випали за розглядуваний проміжок часу.

Коефіцієнт підземного живлення – відношення витрати підземного стоку до загального річного стоку.

Крива інфільтрації – зменшення у часі інфільтрації води у ґрунт.

Коптаж – використання джерела та запобігання його забрудненню.

Напірний рух ґрунтових вод – рух ґрунтових вод, при якому потік ґрунтових вод обмежений зверху водонепроникною поверхнею. Тиск на цій межі більше атмосферного.

Нітрифікація води – процес окислення азоту, аміаку до нітратів і нітритів.

Оборотне водопостачання – це система водопостачання, в якій використана вода після відповідної обробки і охолодження знову використовується в тому самому технологічному процесі.

Однорідні ґрунти – ґрунти із властивостями, однаковими у всіх напрямках простору.

Підземні води – води, що знаходяться у земній корі у всіх фізичних станах

Підземне живлення річок – приплив підземних вод у водотоки та водойми.

Питома вага ґрунту – відношення ваги зразка ґрунту до його об'єму в природних умовах.

Підруслові води – підземні води у крихких або корінних породах, що складають русло.

Поверхня депресивна – вільна поверхня фільтраційного потоку.

Поля фільтрації – ділянки землі, на яких відбувається біологічне очищення стічних вод.

Прямоточне водопостачання – це подача води користувачу з подальшим відведенням у водний об'єкт.

Свіжа вода – вода, яку забирають з водного об'єкта водокористувачі.

Типи підземного живлення річок – характерні співвідношення річкових та підземних вод, які визначають динаміку надходження підземних вод у річки.

Турбулентний рух – рух, при якому частинки рідини мають хаотичні траєкторії.

Уклон водної поверхні – падіння напору на одиницю довжини потоку.

Уклон подовжній – уклон в напрямку динамічної осі русла.

Фільтрація – рух рідини у пористому середовищі, стадія просочування води у ґрунт, при якій рух відбувається в основному під дією ваги.

Фільтраційні властивості породи – здатність породи пропускати крізь себе воду.

Якість води – це поєднання хімічного і біологічного складу та фізичних властивостей води, яке зумовлює її придатність для водокористування. Установлені значення показників якості води (фізичні, хімічні та біологічні) називаються нормами якості води і відповідають певним стандартам.

ЛІТЕРАТУРА

1. Атлас геологія і корисні копалини України/ За ред.. Л.С. Галицького, Інститут геологічних наук НАН України, УІЦПТ. – К.: “Геос –XXI століття”, 2001. – 168 с.
2. Бефани А.Н. Пути генетического определения нормы стока. - Научный ежегодник ОГУ. - Одесса. - 1957. - 125 с.
3. Бефани А.Н., Мельничук О.П. Расчет нормы стока временных водотоков и горных Украинских Карпат // Труды УкрНИГМИ. - Л.: Гидрометеиздат. - 1967. - вып. 69. - С. 105 -131.
4. Бочевар Ф.М., Лапшин Н.Н., Орадовская А.Е. Защита подземных вод от загрязнения. – М., Недра, 1979.- 254 с.
5. Водне господарство в Україні / За ред. А.В.Яцика, В.М. Хорєва. – К.: Генеза, 2000. – 540 с.
6. Гидрохимическое картирование с применением вероятностно статистических методов. / Под общ. ред. В.И. Пеляшенко. – Киев: Вища школа, Головное издательство, 1979. – 100 с.
7. Гольдберг В.М. Гидрогеологические прогнозы качества подземных вод на водозаборах.- М.:Недра, 1976. – 152с.
8. Гольдберг В.М. Взаимосвязь загрязнения подземных вод и природной среды.- Л.: Гидрометеиздат, 1987. – 248с.
9. Гопченко Е.Д., Гушля А.В. Гидрология с основами мелиорации. - Л.: Гидрометеиздат, 1988.- 303 с.
- 10.Іваненко О.Г. Гідроекологія. Конспект лекцій. – Одеса, Екологія, 2008. – 88 с.
- 11.Иванов В.А., Миньковская Р.Я. Морские устья рек Украины и устьевые процессы. Часть II. – Морской гидрофизический институт. – Севастополь, 2008. – 806 с.
- 12.Камзіст Ж.С., Шевченко О.Л. Гідроекологія України. Навчальний посібник. – Київ. Фірма “Інкос”, 2009 – 612 с.
- 13.Ковальчук І.П., Курганевич Л.П. Гідроекологічний моніторинг. Навч. пос. – 250 с.
- 14.Константинов Н.М., Петров Н.А., Высоцкий Л.И. Гидравлика, гидрология, гидрометрия (часть II). Под ред. Н.М. Константинова. – М.: Высшая школа. – 431 с.
- 15.Минкин Е.Л. Взаимосвязь поверхностных и подземных вод и ее значение при решении некоторых гидрогеологических и водохозяйственных задач. – М.: Стройиздат, 1973.- 123с.
- 16.Мусієнко М.М., Серебряков В.В., Брайон О.В. Екологія. Охорона природи. Словник-довідник. – К.: Товариство Знання. КОО, 2002.- 550 с.

- 17.Новосад Я.М. Районирование территории западной части Украинского Полесья по условиям формирования минимального стока малых рек // Метеор. климат. и гидр. - Одесса. - 1981. - Вып. 17. - С. 31-35.
- 18.Попов О.В. Подземное питание рек. Л., Гидрометеиздат, 1968. - 291 с.
- 19.Романенко В.Д. Основы гидроэкологии. Учебник. – К.:Генеза,2004. - 664 с.
- 20.Сафранов Т.І. Екологічні основи природокористування. Навч. пос./ Т.А. Сафранов. – Л.Новий світ, 2003.- 248 с.
- 21.Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод". Підручник.-К:Ніка – Центр, 2001. – 264с.
- 22.Сорокин В.Г. Средний многолетний сток орошаемых районов юга Европейской территории Советского Союза // Межвед.научн.сб. Метеорология,климатология и гидрология. - Одесса.-1974. - С.121-129.
23. Хільчевський В.К. Водопостачання і водовідведення. Гідроекологічні аспекти.: ВЦ “Київський університет” , 1999. - 319с.
- 24.Чеботарев А.И. Гидрологический словарь. – Л.: Гидрометеиздат, 1978. – 308 с.

ДОДАТКИ

Додаток А



Рис. А.1 – Карта-схема початкової площі підземного живлення [22]

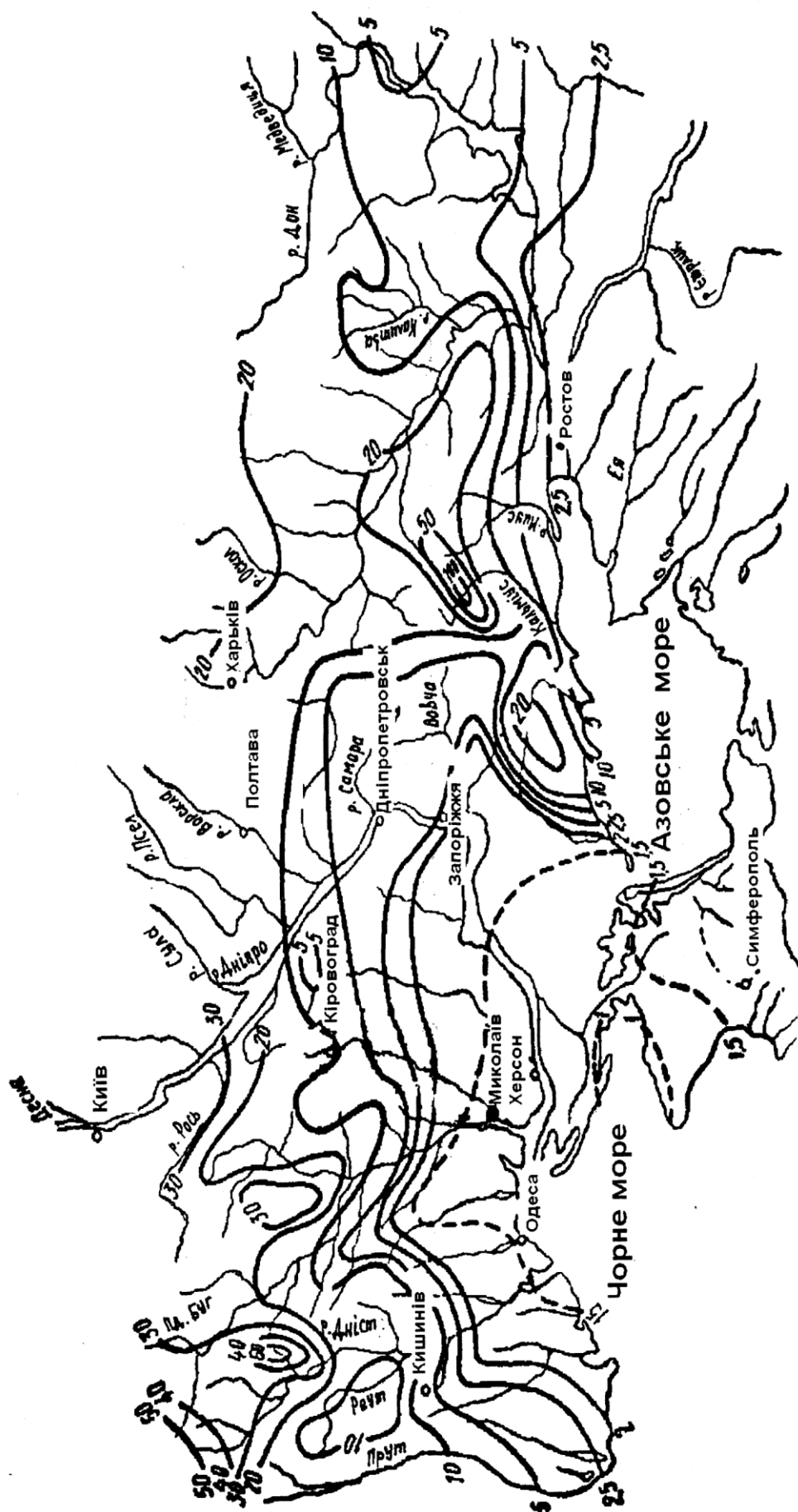


Рис. А.2 – Карта норми інфільтрації [22]

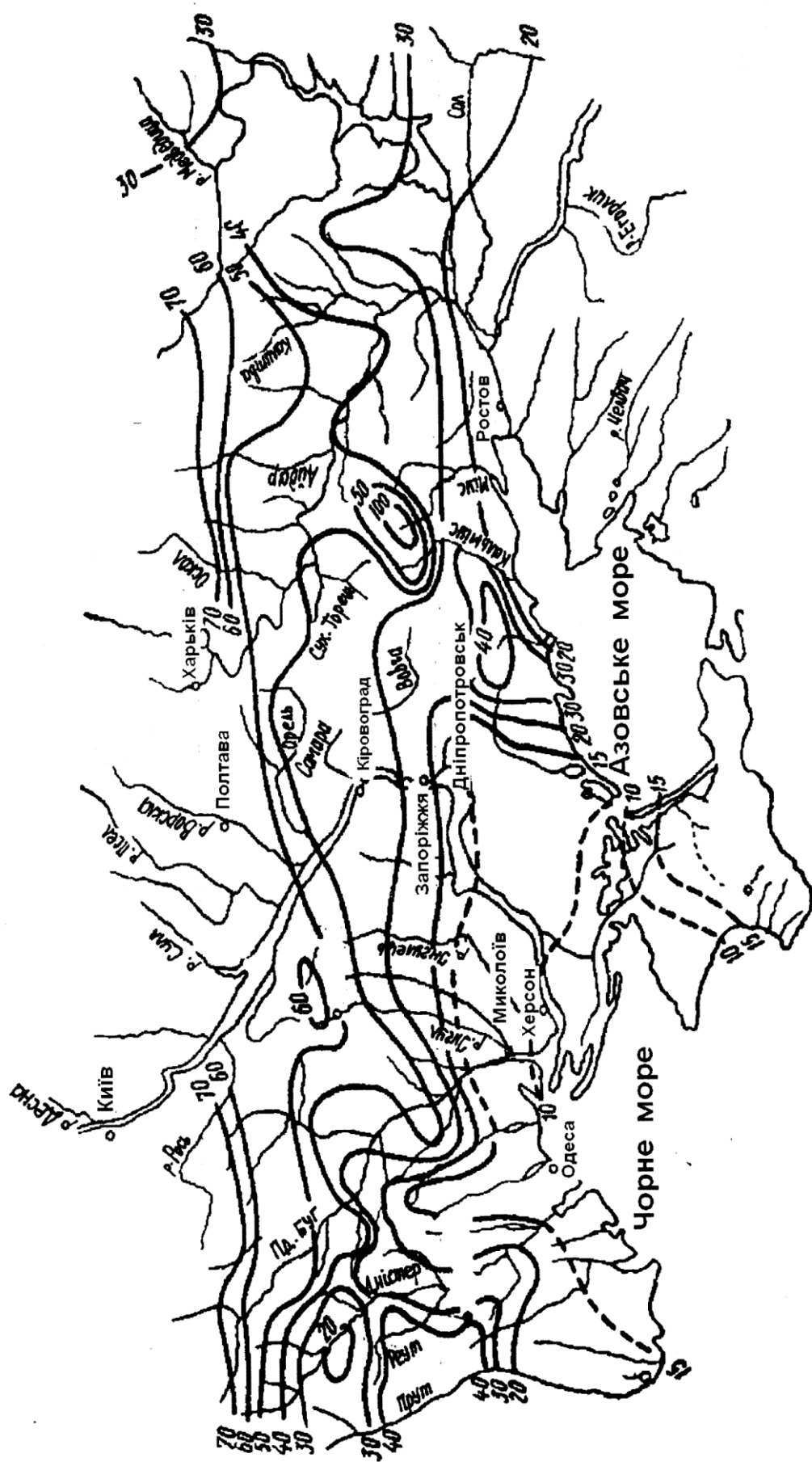


Рис.А.3 – Карта норми поверхневого живлення [22]

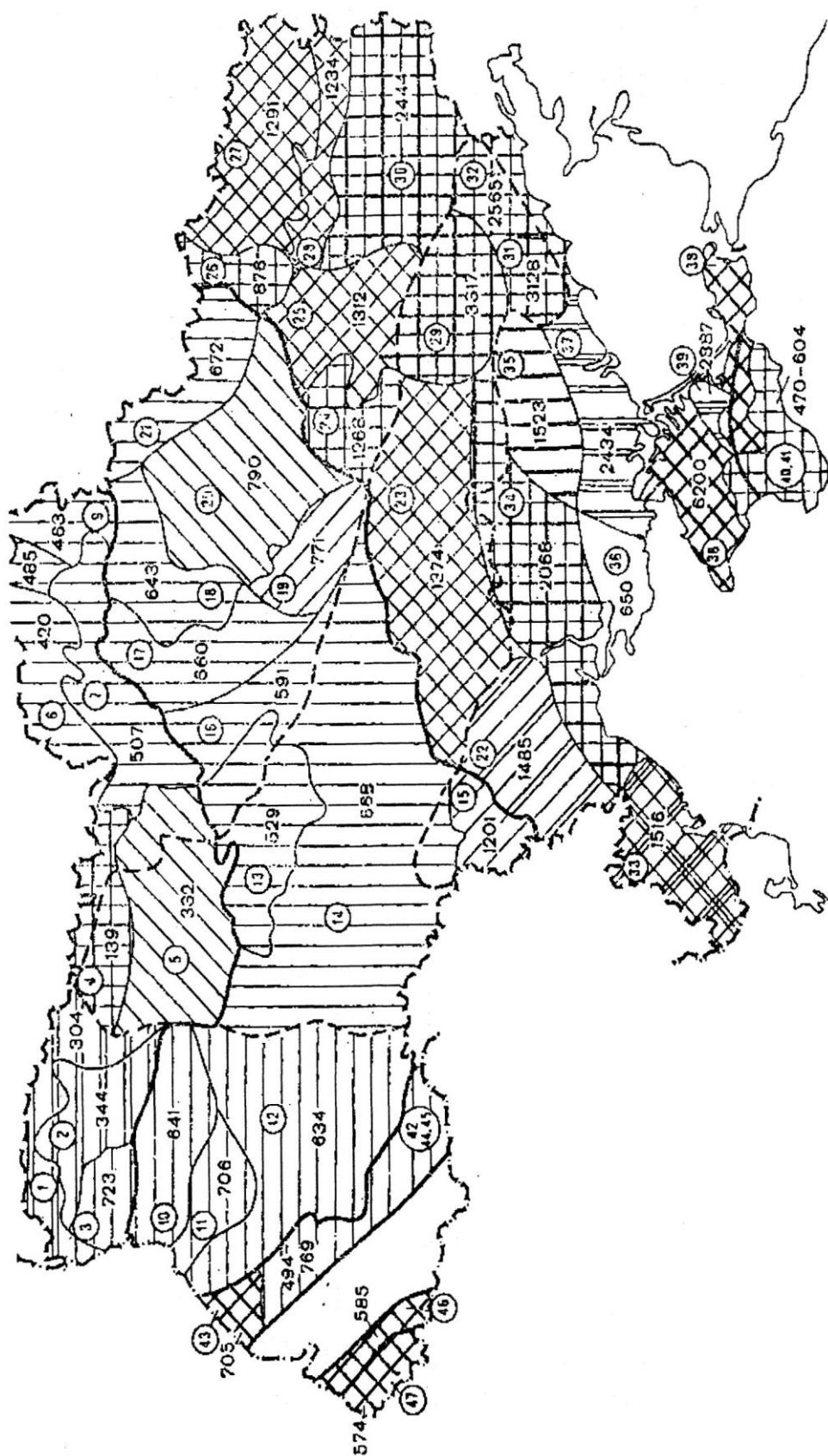


Рис. Б.1 – Хімічний склад підземних вод у відкладеннях четвертинного віку України (у центрі полів – середні значення мінералізації мг/дм^3 в кружках – номера однорідних гідрохімічних полів)